

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL

ESTUDO DAS VARIAÇÕES NICTEMERAIS DE LAGOAS
FOTOSSINTÉTICAS APLICADAS
NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

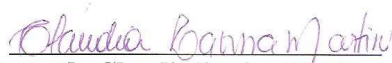
ISMAEL HERNANDES PEREIRA JUNIOR

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos
para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental–TCC II.

BANCA EXAMINADORA:


Profa. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa
(Orientadora)


Profa. Dra. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto
(Membro da Banca)


Doutoranda Claudia Lavina Martins
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)
MARÇO/2010

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL

ESTUDO DAS VARIAÇÕES NICTEMERAIS DE LAGOAS
FOTOSSINTÉTICAS APLICADAS
NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

ISMAEL HERNANDES PEREIRA JUNIOR

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos
para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental–TCC II.

BANCA EXAMINADORA:

Profa. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa
(Orientadora)

Profa. Dra. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto
(Membro da Banca)

Doutoranda Claudia Lavina Martins
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)
MARÇO/2010

RESUMO

Com uma concentração de matéria orgânica e inorgânica elevadas, o lixiviado de aterro sanitário precisa de um tratamento especial. Sua composição varia de acordo com a idade do aterro, e a influência das águas das chuvas sobre a cobertura – infiltração – também alteram a qualidade e quantidade a ser tratada. Este estudo foi realizado em uma Estação Piloto de tratamento biológico, localizada na Universidade Federal de Santa Catarina, a fim de caracterizar o comportamento físico-químico das lagoas durante o ano, através de quatro monitoramentos nictemerais – um em cada estação do ano. O sistema é composto por três lagoas de estabilização em série. Amostras foram coletadas no meio da segunda e da terceira lagoa, em três profundidades diferentes em cada, ao longo de 24 horas (nictemeral) em quatro datas diferentes (uma em cada estação do ano). Com elas foram realizadas as análises físico-químicas e biológicas, no período de dezembro de 2007 a julho de 2008. Foi utilizada uma sonda multiparâmetros YSI-6150 para determinação de OD (mg/L), Temperatura (C), e pH. Outros parâmetros monitorados foram sólidos em suspensão (mg/L), clorofila *a* (µg/L), demanda química de oxigênio - DQO (mg/L) total e filtrada, Nitrogênio Amoniacal – N-NH₄ (mg/L), Nitrogênio Total Kjeldhal – NTK (mg/L). Vários gráficos mostrando as variações envolvendo cada lagoa, a cada profundidade e a cada estação do ano, apresentam e caracterizam o comportamento do sistema de tratamento. Os gráficos de perfil mostraram a estratificação das lagoas, que se revela também na variação horária na maioria dos parâmetros observados. As máximas variações foram vistas pela DQO total no inverno, com valores entre 1150 mg/L e 2200 mg/L, na L3. A amônia teve pouca variação, com a maior entre 630 mg/L e 970 mg/L no inverno na L2. O pH variou menos que o visto por SILVA (2007), e apresentou valores mais básicos. Picos de OD acompanharam o de clorofila durante o verão nas duas lagoas, durante a tarde, chegando a 5,5 mg/L. As eficiências foram satisfatórias para o sistema L2-L3, atingindo 77% para amônia e 36% para DQO total na primavera, e 42% para turbidez no outono.

Palavras-chaves: lixiviado, lagoas de estabilização, monitoramento nictemeral.

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	6
1.1 Objetivo Geral	7
1.2 Objetivos Específicos	7
1.3. Justificativa.....	7
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
2.1 Resíduos Sólidos	9
2.2 Aterro sanitário.....	9
2.3 Lixiviados.....	11
2.4 Tratamento dos lixiviados	11
2.4.1 Lagoas de estabilização	13
2.4.2 Lagoas anaeróbias	14
2.4.3 Lagoas facultativas	15
2.5 Transformações bioquímicas envolvidas	16
2.5.1 Transformação do carbono.....	16
2.5.2 Transformação do nitrogênio	19
3. MATERIAIS E MÉTODOS	20
3.1 Origem e características do efluente	20
3.2 Caracterização do piloto experimental.....	22
3.3 Variação horária (nictemeral).....	24
3.4 Amostragem	24
3.5 Parâmetros físico-químicos	24
4. RESULTADOS	25
4.1 Tabelas de Resultados:	25
4.2 Gráficos de Perfil	30
4.3 Gráficos com Variação em Profundidade	45

4.5 Tabela de Médias:	60
5. CONCLUSÕES.....	60
6. RECOMENDAÇÕES	61
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61
8. ANEXOS.....	68

1. INTRODUÇÃO

A geração de resíduos é cada vez maior; pelo nosso atual modelo de sociedade, os bens de consumo estão com uma vida útil cada vez menor. Com uma destinação final que deixa a desejar na maioria dos casos, esse se torna um sério problema de administração pública municipal, devido o alto risco de contaminação ambiental e das grandes áreas necessárias para sua disposição e tratamento.

Aterros sanitários têm sido bastante utilizados, confinando resíduos compactados em áreas afastadas dos grandes centros urbanos. Bem executado, é sem dúvida uma excelente alternativa para minimizar o problema. Em contrapartida, ao se concentrar os resíduos, se concentra também a geração de lixiviados (a partir da infiltração da água da chuva sobre a área de cobertura dos resíduos) que, quando percola pelo material compactado, adquire uma grande carga poluidora. Esse líquido tem um potencial muito grande de contaminação de águas fluviais e subterrâneas.

O tratamento do lixiviado é essencial para seu retorno aos corpos hídricos e seguir então seu ciclo hidrológico. Mas a alternância de sua composição, de acordo com as características do material aterrado e com a idade do aterro faz disso um desafio. Os métodos de tratamento biológico do lixiviado são parecidos com os usados para tratar os esgotos domésticos: lagoas (anaeróbias, facultativas), lodos ativados, filtros biológicos, *wetland* e reator UASB. O sistema de lagoas é o mais usado no Brasil, com lagoas em série - anaeróbias, facultativas e de maturação – onde a remoção da carga orgânica ocorre através da ação das bactérias.

Porém, muito se discute acerca da eficiência desse tipo de tratamento em determinadas épocas do ano; variações climáticas claramente interferem no tratamento biológico. A incidência luminosa (temperatura ambiente), variando ao longo do ano, ocasiona então o objeto de estudo desse trabalho: analisar o real impacto da variação climática em um sistema piloto de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Parâmetros físico-químicos e biológicos, como temperatura, pH, OD, DQO, NTK, NH₄, clorofila a, Sólidos Suspensos, entre outros, foram monitorados em quatro ocasiões (primavera, verão outono e inverno), em ciclos nictemerais de coletas em diferentes profundidades.

Este estudo foi desenvolvido em um sistema piloto de tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário, localizado nos Laboratórios: Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) e Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (LARESO), do Departamento de

Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal de Santa Catarina. As variáveis físico-químicas foram analisadas no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA), localizado no mesmo prédio do Departamento.

1.1 Objetivo Geral

Fazer um estudo da variação nictemeral das variáveis físico-químicas e biológicas em sistema de lagoas de estabilização usadas no tratamento de lixiviados de aterro sanitário.

1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos são:

- Caracterizar o comportamento do sistema de lagoas de estabilização usado para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário, através de coletas nictemeraias, uma a cada estação do ano;
- Relacionar parâmetros físico-químicos e biológicos nas Lagoas de Estabilização (facultativa e de maturação), de acordo com a época do ano, horário do dia e diferentes profundidades de cada lagoa.

1.3. Justificativa

A liberação do lixiviado ocasionada pela destinação final incorreta dos resíduos é um problema de saúde pública, pois causa impacto profundo de contaminação do solo, águas superficiais e subterrâneas.

De implantação e manutenção baratas e simples, as Lagoas de Estabilização representam uma boa saída para países tropicais e onde não se tem a preocupação de escassez de área. O lixiviado produzido no aterro sanitário do município de Biguaçu – SC (e de dezenas de outros municípios, que encaminham seus resíduos para lá, totalizando cerca de 20 mil toneladas/mês), é o objeto do presente trabalho. A fim de caracterizar o real funcionamento e comportamento das componentes físico-químicas e biológicas durante as diferentes condições climáticas, esse trabalho contém a análise e interligação dessas variáveis. Analisando em profundidade, nas duas lagoas da estação piloto, tem-se então um ciclo completo para melhor dimensionamento e acompanhamento do tipo de tratamento mais usado para lixiviados de aterro sanitário no Brasil. A meta é um efluente final o menos

impactante possível, mas pra isso se deve ter um sistema adaptado às condições locais, que favoreça o bom funcionamento das bactérias decompositoras da matéria orgânica presente no lixiviado.

Segundo KAYOMBO et al. (2002), mudanças periódicas de parâmetros de qualidade ambiental nas lagoas de estabilização, em especial OD, bem como a temperatura e intensidade de luz, controlam a abundância de atividade de grupos específicos de microrganismos nas comunidades multi-espécies características de lagoas de estabilização.

Este fato também é abordado por LINS et al., (2004) que afirmam que a penetração de luz nas lagoas é reduzida, por causa dos níveis de cor elevados, o que reduz a cerca de 5 cm a produção maior de oxigênio. PEARSON et al. (1987) apud MIWA e CALIJURI (2006) concluíram que a distribuição vertical da comunidade algal na coluna d'água das lagoas de estabilização varia com o carregamento orgânico e com o horário.

O estudo das variações nictemerais (24 horas) tem grande importância para indicar os principais mecanismos e as interações que ocorrem em curtos períodos de tempo nos sistemas aquáticos (DINIZ et al., 2003).

Em resposta às variações dos fatores ambientais tal como luz incidente, as algas podem se movimentar através da coluna d'água. Essas variações diurnas na coluna vertical podem fazer com que o efluente apresente várias vezes ao dia, diferenças sensíveis nos demais parâmetros de controle (FERNANDES et al, 2006).

Este estudo desenvolvido junto aos grupos de pesquisas do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) e do Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (LARESO) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental deu continuidade aos trabalhos já realizados no Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB 5 – tema 3 – resíduos sólidos. O sistema de tratamento utilizado para a realização deste estudo consiste em uma estação, em escala piloto, para tratamento biológico de lixiviado composto por 3 lagoas em série. Com a caracterização nictemeral e em profundidade do lixiviado em cada uma das segunda e terceira lagoas, pode-se fazer a relação entre os fatores físico-químicos e biológicos que interferem na eficiência global do tratamento, indicando então os tópicos mais relevantes na indicação de um bom funcionamento do sistema.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Resíduos Sólidos

O crescimento acelerado da industrialização e da urbanização resultou em um aumento do consumo de produtos e materiais diversos, que associado às ineficazes políticas de equacionamento de resíduos, como a minimização da produção e valorização através da reciclagem e reutilização, tem aumentado a geração destes, principalmente nas grandes cidades e regiões metropolitanas.

A disposição inadequada dos resíduos pode resultar em problemas de ordem ambiental e social. A possibilidade de contaminação, associada à necessidade de grandes áreas para a disposição e tratamento, faz dos resíduos um dos mais sérios problemas a ser enfrentado pelas administrações públicas municipais. A falta de um sistema integrado de gerenciamento de resíduos que compreenda a sua coleta, transporte e correta disposição final pode causar uma série de problemas ambientais e de saúde pública dentre os quais: a contaminação da população (pelo contato com bactérias, microorganismos, substâncias e objetos infectantes), proliferação de vetores (condições favoráveis para o surgimento de organismos transmissores de doenças), catação (a disposição inadequada dos resíduos, como em lixões a céu aberto, leva algumas pessoas a atividade da catação sem qualquer cuidado com higiene e segurança, resultando em subempregos e má qualidade de vida), poluição do solo (quando dispostos inadequadamente sobre o solo, acarretam várias alterações em suas características, tornando-se um poluidor potencial de águas subterrâneas), poluição das águas (ao serem carreados pelas águas das chuvas causam impacto as águas superficiais devido a sua composição altamente tóxicas e poluidoras) e poluição do ar (partículas emitidas para a atmosfera e odores podem produzir efeitos nocivos ao homem e ao meio ambiente) (BRASIL, 2004).

2.2 Aterro sanitário

Embora as campanhas e políticas de equacionamento para a problemática dos resíduos adotem como forma de minimização a redução da produção e do consumo, bem como o aumento da vida útil dos produtos a partir da reutilização e reciclagem, a disposição de resíduos sólidos no solo continua sendo a forma de destinação final mais comum em todo o mundo.

Conforme a NBR 8419/84, que estabelece os procedimentos para uma correta elaboração de projetos, os aterros sanitários devem conter:

- Instalações de apoio;
- Sistema de drenagem de água pluvial;
- Sistema de coleta e tratamento de lixiviados e de drenagem de gases formados a partir da decomposição da matéria orgânica presente no lixo;
- Impermeabilização lateral e inferior, de modo a evitar a contaminação do solo e do lençol freático.

Dentre as diversas formas de tratamento de resíduos sólidos, os aterros sanitários destacam-se como o método de disposição final de resíduos mais utilizado no Brasil para minimizar impactos negativos de ordem ambiental e de saúde pública (FINKLER, 2002). Esta técnica deve permitir que os resíduos sejam confinados sob o solo, e que os líquidos e gases resultantes dos processos de decomposição sejam devolvidos ao meio ambiente com o mínimo de impacto, considerando uma correta captação para um posterior tratamento.

Segundo Lima (1991), as vantagens dos aterros sanitários são:

- Solução mais econômica, quando comparada a outros processos;
- Disposição do lixo de forma adequada;
- Capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos;
- Condições especiais para decomposição biológica da matéria orgânica do lixo.

Os aterros sanitários têm sido utilizados como uma forma de disposição final de resíduos sólidos, contudo possuem produtos finais da degradação dos resíduos, em especial os lixiviados, que necessitam de um controle efetivo, pois apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica, metais pesados, ácidos, sais e microrganismos, com um potencial de contaminação bem maior do que o de muitos despejos industriais (MARTINS et. al, 2005).

A grande maioria dos aterros não possui critérios operacionais, de implantação e de monitoramento ou não os adotam, dificultando a caracterização e quantificação dos lixiviados e gases gerados, e o posterior tratamento destes. (SEGATO e SILVA, 2000; REINHART e GROSH, 1998; BARBOSA et al., 1999; FINKLER, 1999).

2.3 Lixiviados

Os lixiviados têm sido considerados por muitos autores como fontes potenciais de poluição das águas superficiais e subterrâneas, apresentando consideráveis variações, tanto de quantidade como de composição química. Segundo Fleck (2003), os efeitos mais imediatos do lançamento dos lixiviados em corpos hídricos estão associados ao decaimento dos níveis de oxigênio dissolvido, ocasionado pela demanda de oxigênio do efluente e a eutrofização dos cursos d'água, devido às elevadas concentrações de nitrogênio presentes no mesmo.

A composição e concentração dos lixiviados estão intimamente relacionadas com as características dos resíduos sólidos dispostos no aterro, com as condições climáticas (quantidade de umidade e de oxigênio disponível) da região em que este se situa, assim como profundidade, idade, condições operacionais e de projeto do aterro (KEENAN et al., 1984). Todos estes fatores influenciam diretamente na sua composição e, sendo assim, os lixiviados produzidos em cada aterro terão uma composição própria (REINHART & GROSH, 1998).

Os lixiviados são resultantes de uma mistura de compostos orgânicos e inorgânicos, formada durante a decomposição dos resíduos urbanos, que percola através destes, removendo materiais dissolvidos ou suspensos. É um problema de poluição potencial para as águas superficiais e subterrâneas (CAMPBELL, 1993).

Durante sua percolação, os lixiviados arrastam materiais dissolvidos e em suspensão, o que faz com que tenham elevadas concentrações de matéria orgânica, metais pesados, ácidos, sais e microrganismos. Estas características tornam este efluente altamente agressivo ao meio ambiente com um potencial de contaminação bem maior do que o de muitos despejos industriais (LEDESMA et al., 2000).

A constituição química dos líquidos percolados varia de acordo com a idade do aterro sanitário tendo como principais componentes: cátions e ânions; metais pesados; compostos orgânicos variados usualmente medidos como carbono orgânico total (COT), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e microrganismos (GERBA, 1996).

2.4 Tratamento dos lixiviados

Devido a sua composição, os lixiviados devem ser tratados antes de serem lançados no meio ambiente, evitando assim maiores riscos de contaminação do solo e das águas subterrâneas e superficiais. Contudo,

o tratamento de lixiviado representa ainda um grande desafio na elaboração dos projetos de aterros sanitários, pois sua composição se altera em função das características dos resíduos dispostos no aterro e com a idade do aterro (FERREIRA et al. 2003).

Diante do potencial poluidor destes efluentes gerados diariamente em aterros sanitários, a partir da degradação de resíduos sólidos neles depositados, faz-se necessário o estudo detalhado de alternativas para o tratamento destes efluentes (SILVA et al., 2006). As técnicas aplicadas para o tratamento dos lixiviados se assemelham às utilizadas no tratamento de esgotos domésticos: lodos ativados, lagoas (anaeróbias, facultativas), reator UASB, filtros biológicos e *wetland*, obtendo-se bons índices de redução de DBO, entre outros.

A maioria dos aterros brasileiros não possui nenhum tipo de tratamento para o lixiviado ou o trata de maneira ineficiente. Assim, é necessário o desenvolvimento de metodologias de tratamento eficientes na remoção da carga poluidora do lixiviado e que sejam compatíveis com a realidade técnica e econômica dos municípios brasileiros.

As metodologias empregadas no tratamento de lixiviados podem ser divididas em duas categorias: os tratamentos biológicos e os tratamentos físico-químicos. Devido aos diversos componentes químicos do lixiviado, existem várias alternativas que podem ser empregadas em conjunto com a finalidade de obter um efluente final dentro dos padrões de lançamento. Estas alternativas de tratamento incluem processos biológicos aeróbios e anaeróbios e métodos físicos e químicos.

No Brasil, para o tratamento do lixiviado utiliza-se com grande frequência sistemas de lagoas em série (anaeróbias, facultativas, maturação) onde ocorre a remoção da matéria orgânica dos lixiviados, pela ação das bactérias. Existe ainda a possibilidade de recirculação do lixiviado para o aterro, que atenua e dilui os compostos produzidos pela atividade biológica e reações de depuração que ocorrem dentro do aterro sanitário (PIÑEDA, 1998).

Outras técnicas de tratamento de lixiviado podem ser citadas: tratamento em conjunto com o esgoto doméstico; tratamento por processos físico-químicos; tratamento por adsorção em colunas de carvão ativado; e uso de membranas de osmose reversa.

2.4.1 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização constituem, dentre os métodos de tratamento de águas residuárias e industriais, uma tecnologia bastante consolidada sendo propícias em virtude do seu reduzido custo, eficiência, facilidade de implantação, manutenção e operação (SILVA et al., 2006).

Suas vantagens em relação a outros tipos de tratamento têm sido destacadas como: alta remoção da carga orgânica, redução de coliformes fecais, além dos custos operacionais e de manutenção mínimos. Como desvantagens têm-se: a demanda de grandes áreas físicas para sua implantação e problemas com odor e proliferação de insetos, além do risco potencial de vazamentos e contaminação das águas subterrâneas (QASIM; CHIANG, 1994).

Este sistema é regulado pelas condições climatológicas de temperatura, intensidade e duração da luz solar, sendo significativamente favorecido em regiões de clima tropical e subtropical. Além disso, por ser um sistema natural de depuração biológica, necessita de grande disponibilidade de área territorial. No Brasil, tais fatores tornam este sistema viável, assim como relevantes os estudos regionais sobre a eficiência deste processo, a fim garantir sua otimização (GOTARDO, 2005).

Desta forma, esta técnica tem sido bastante solicitada para o tratamento de lixiviados, apresentando-se como eficientes sistemas, e assemelhando-se àquelas do tratamento de esgotos domésticos. Atualmente, são utilizados com frequência sistemas de lagoas anaeróbias e facultativas em série (SILVA et al., 2006; ROCHA et al., 2005; LIMA et al., 2005).

Nas lagoas de estabilização, o tratamento ocorre naturalmente mediante processos bioquímicos, biológicos e físicos regulados por uma diversidade de seres vivos, responsáveis pelas transformações da matéria orgânica e dos nutrientes. São sensíveis às condições climáticas, sendo a temperatura, a insolação e a intensidade de luz solar, os fatores determinantes da eficiência do tratamento nessas unidades, pois controlam a atividade das algas e das bactérias envolvidas no processo. (LINDEMAN, 1942 apud RICKLEFS, 1996).

A estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas. Além da remoção da matéria carbonácea, do ponto de vista sanitário, as lagoas podem alcançar

elevadíssimas eficiências de remoção de organismos patogênicos (VON SPERLING et al., 2002).

Nas lagoas de estabilização as bactérias heterotróficas são as principais responsáveis pelo processo de reciclagem dos elementos, no entanto, os fotoautotróficos (algas e cianobactérias) também exercem papel fundamental na produção de oxigênio pela fotossíntese, o qual fica disponível às bactérias para a decomposição aeróbia da matéria orgânica. As algas também promovem nas lagoas a remoção de nutrientes como nitrogênio, fósforo e carbono, para satisfazer suas necessidades nutricionais.

As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica, ou seja: anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbias (FERREIRA et al. 2003).

Possuem diferentes formas de configuração, com diferentes números e combinações, de acordo com a qualidade padrão requerida para o efluente (PEARSON et al, 1995). Seu tamanho é estabelecido com base nas relações teóricas e empíricas dos resultados esperados, e o tempo de retenção hidráulica (TRH) é estimado dependendo da qualidade do efluente que se pretenda alcançar (KELLNER e PIRES, 2000).

A configuração mais adequada para remoção do material orgânico é a série anaeróbia seguida de lagoa facultativa, seguida de lagoa de maturação. No entanto, os critérios de projeto devem ser modificados se a remoção de microrganismos patogênicos for o principal objetivo do tratamento (CHERNICHARO, 2002).

2.4.2 Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias representam uma alternativa para a remoção de poluentes orgânicos, porém, devem ser aplicadas na etapa inicial do tratamento, uma vez que, como qualquer outro reator anaeróbio, produzem efluentes com ausência de oxigênio dissolvido e concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos, fazendo-se necessária uma etapa posterior de tratamento baseado em processos biológicos aeróbios (MONTEGGIA E SOBRINHO, 1999).

Estas lagoas são dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, resultando em ausência de oxigênio dissolvido no meio líquido. A zona fótica (onde existe ação da luz solar) é muito pequena com relação à profundidade e só uma pequena parcela superficial da

lagoa consegue produzir oxigênio através das algas. O balanço do oxigênio produzido pela fotossíntese e pela re-aeração atmosféricas é, neste sistema, desprezível (VON SPERLING, 2002).

Segundo Von Sperling (1996) a estabilização em condições anaeróbias é lenta, pelo fato da taxa reprodutiva das bactérias anaeróbias ser baixa. Assim, a eficiência de redução de DBO é em torno de 50% a 60%, tendo maior eficiência no verão (temperatura acima de 15°C), em virtude da maior atividade microbiana em temperaturas elevadas.

2.4.3 Lagoas facultativas

O sistema de tratamento nas lagoas facultativas consiste na retenção de efluentes líquidos por um período de tempo longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam (VON SPERLING, 2002).

As lagoas facultativas operam com cargas orgânicas mais baixas e apresentam grande espelho d'água para o desenvolvimento de algas nas camadas superficiais e iluminadas, e para promover a transferência de oxigênio com a atmosfera. O suprimento de oxigênio na camada aeróbia das lagoas facultativas é controlado pelas algas e pela re-aeração através da interface ar/água. Os processos de oxidação bacteriana neste tipo de lagoa convertem o material orgânico a dióxido de carbono, amônia e fosfatos (KÖNIG, 1990).

Neste sistema, forma-se uma camada superior onde predominam as condições aeróbias, e uma camada junto ao fundo onde predominam as condições anaeróbias. O oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbias na camada superior provém principalmente das algas nela existentes. A zona facultativa deste sistema corresponde à região que apresenta variação entre presença e ausência de oxigênio dissolvido, atuando parte do tempo em aerobiose e parte em anaerobiose (KELLNER e PIRES, 1998).

A presença dos nutrientes resultantes da atividade bacteriana proporciona um ambiente adequado ao desenvolvimento das algas. Essas algas, através da atividade fotossintética, oxigenam a massa líquida da lagoa, modificam o pH e consomem nutrientes orgânicos (SOUSA, 1994). Indiretamente, elas contribuem para a volatilização da amônia e a precipitação dos fosfatos, proporcionando maior grau de depuração do efluente durante o seu trajeto na lagoa. Existe uma relação mutualística entre as algas e bactérias, embora certas espécies de algas presentes nas lagoas de estabilização possam também utilizar material

orgânico diretamente (OSWALD et al., 1953; PIPES e GOTAAS, 1960 apud KÖNIG, 1990).

A concentração de algas é mais elevada do que a de bactérias, fazendo com que o líquido na superfície da lagoa seja predominantemente verde. Em termos de sólidos em suspensão, a concentração é usualmente inferior a 200 mg/L, embora em termos de números elas possam atingir contagens na faixa de 10^4 a 10^6 organismos por mL (ARCEIVALA, 1981).

As bactérias heterotróficas, através dos processos de oxidação, atuam sobre a matéria orgânica, convertendo-a em biomassa, dióxido de carbono, amônia e fosfatos, os quais serão utilizados pelas algas como nutrientes (BRITO, 1994). Portanto, nesses sistemas existe uma interação complementar entre as algas e bactérias, embora certas espécies de algas presentes possam utilizar material orgânico diretamente.

2.5 Transformações bioquímicas envolvidas

Inúmeros processos bioquímicos estão envolvidos na reciclagem da matéria orgânica e dos nutrientes em lagoas de estabilização. O predomínio de uma ou mais reações é determinado pelo metabolismo das espécies presentes no sistema, sendo que a existência destas está diretamente ligada ao tipo de lagoa envolvido no processo de tratamento.

2.5.1 Transformação do carbono

A matéria orgânica é constituída de sólidos sedimentáveis, coloidais e dissolvidos. Nas lagoas de estabilização os dois primeiros sólidos sedimentam formando a camada de lodo, enquanto que os sólidos dissolvidos permanecem no meio líquido. No fundo das lagoas, os sólidos sedimentados são estabilizados anaerobicamente, e a matéria orgânica não sedimentada juntamente com a matéria solúvel, proveniente da degradação do lodo, são então degradadas sob condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias, dependendo do tipo de lagoa em que está submetido o tratamento (BENTO, 2005).

Quanto a degradabilidade, a matéria carbonácea pode ser dividida em duas frações: fração inerte ou não biodegradável, e outra biodegradável. A fração inerte pode estar presente no efluente ou ser produzida pelo metabolismo dos microrganismos presentes no sistema. A fração biodegradável pode ter uma rápida ou lenta degradação.

Nas lagoas de estabilização, devido ao elevado tempo de retenção hidráulico, em comparação com outros sistemas biológicos de tratamento, ocorre maior remoção da matéria carbonácea lentamente degradável (VON SPERLING, 1995).

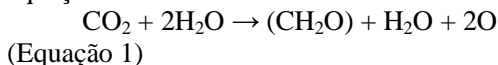
Durante o tratamento biológico em lagoas de estabilização a matéria carbonácea é removida por vários mecanismos, sendo os principais:

- Fermentação anaeróbia: ocorre em lagoas anaeróbias e nas camadas de fundo das lagoas facultativas e de maturação;
- Redução fotossintética: ocorre nas zonas fóticas das lagoas facultativas e de maturação;
- Oxidação aeróbia: ocorre nas camadas aeróbias das lagoas facultativas e de maturação

a. Fotossíntese

É o processo de conversão da energia luminosa em energia química, tendo como produtos a glicose, o amido e o oxigênio. Este processo ocorre com seres procariontes e eucariontes, segundo Ricklefs (1996) mais da metade da fotossíntese na litosfera é realizada por cianobactérias, dinoflagelados, diatomáceas e euglenófitas.

A equação geral da fotossíntese pode ser escrita conforme a equação 1:



De acordo com Odum (1983), a produtividade primária de um sistema ecológico é definida como a taxa na qual a energia luminosa é convertida, pela fotossíntese, em substâncias orgânicas. Pode estar dividida em:

- Produção primária bruta: é a energia total assimilada pela fotossíntese;
- Produção primária líquida: é a energia acumulada na biomassa e disponível ao próximo nível trófico.

A produção líquida de oxigênio na fotossíntese pode ser positiva, negativa ou neutra, pois os organismos fotossintetizantes também utilizam o oxigênio para sua respiração. Segundo Von Sperling (1995), as microalgas durante as horas iluminadas do dia geram um saldo positivo de compostos orgânicos e oxigênio, o que permite a respiração durante vinte quatro horas, conseqüentemente o balanço entre a

produção e o consumo de oxigênio numa lagoa facultativa favorece a produção.

Os principais fatores limitantes da fotossíntese são:

- Temperatura: a fotossíntese ocorre dentro de uma estreita faixa de variação, de 16°C para espécies de climas temperados e até 38°C para espécies de clima tropical (RICKLEFS, 1996). Temperaturas elevadas causam a desnaturação de proteínas inativando a fotossíntese (JUNQUEIRA & CARNEIRO, 1991).

- Nutrientes: os organismos fotossintetizantes necessitam de nutrientes para o processo de síntese e para seu metabolismo, o balanço destes nutrientes está diretamente ligado à espécie.

A fotossíntese é responsável pela grande variação do pH em lagoas de estabilização facultativas e aeradas, pois as algas consomem os íons carbonatos e bicarbonatos presentes no meio, nos momentos de maior atividade pode atingir altos valores, sendo que durante a noite estes podem diminuir (SILVA & MARA, 1979).

b. Respiração Aeróbia

Nos sistemas de tratamento biológico a respiração realizada pelas bactérias consiste na principal forma de remoção da matéria orgânica dos efluentes. Nas lagoas de estabilização a respiração é realizada pelas bactérias heterotróficas, microalgas e zooplâncton.

O processo de oxidação da matéria orgânica passa por duas etapas: a oxidação direta da matéria biodegradável e conseqüente aumento da biomassa bacteriana, e a oxidação do material microbiano celular pelos próprios microrganismos (VAN HAANDEL & CAVALCANTI, 2001).

A primeira etapa constitui-se de atividades de síntese, onde a matéria orgânica é usada pelos microrganismos para suas atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia (VON SPERLING, 2006), representada na equação 2:

matéria orgânica + O₂ → CO₂ + H₂O + material celular + energia
(Equação 2)

Na etapa final o substrato encontra-se com baixa disponibilidade, o que leva os microrganismos a consumirem o próprio protoplasma microbiano para obterem energia para suas reações celulares (VAN HAANDEL & CAVALCANTI, 2001), resultando numa auto-oxidação, representada na equação 3:

material celular + O₂ → CO₂ + H₂O + energia
(Equação 3).

2.5.2 Transformação do nitrogênio

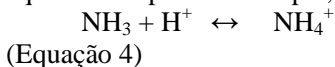
Além da matéria carbonácea, as substâncias orgânicas encontradas nos efluentes são constituídas de componentes nitrogenados. Devido aos efeitos deletérios causados por estes compostos ao ambiente natural e a saúde pública, mecanismos envolvidos no processo de degradação biológica dessas substâncias têm sido profundamente estudados.

Nas lagoas de estabilização o ciclo do nitrogênio contempla todas as suas etapas, sendo a volatilização da amônia, a precipitação do nitrogênio particulado e a assimilação da amônia pela biomassa algal, os principais fenômenos envolvidos.

Existem muitas discussões e contradições sobre as formas de remoção do nitrogênio nas lagoas de estabilização, diversos autores concordam que a nitrificação e a desnitrificação não exercem papel principal devido à ausência de áreas de suporte suficientes para a fixação das bactérias nitrificantes e denitrificantes (STONE et al., 1975; FERRARA, 1982; MARA & PEARSON, 1986; MARA et al., 1992; MAYNARD et al., 1999).

a. Volatilização da Amônia

É o principal mecanismo de remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização, apesar de não ser um processo biológico. Neste processo ocorre o desprendimento da amônia não ionizada para atmosfera, a concentração da amônia não ionizada é regulada pela reação de equilíbrio dependente do pH, equação 4 (SCHNOOR, 1996):



A amônia não ionizada é volátil e pode ser removida via difusão da água para a superfície e pela transferência de massa da superfície da água para a atmosfera. A quantidade de amônia volatilizada depende do pH, da temperatura e das condições de mistura do efluente (PANO & MIDDLEBROOKS, 1982).

b. Assimilação da Amônia pela Biomassa Algal

Uma forma de redução da amônia durante o tratamento do efluente em lagoas aeróbias é assimilação pela biomassa algal. Segundo

Reed (1995) apud Mara et al. (1992), aproximadamente 5% da amônia presente no efluente é removida pela assimilação algal em lagoas aeróbias, em lagoas de alta taxa esse percentual é ainda mais elevado.

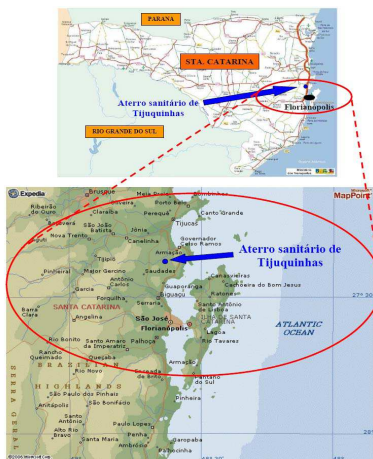
De acordo com WPC (1983), de 3% a 10% da biomassa algal é formada por nitrogênio, assim a remoção de nitrogênio por assimilação é diretamente proporcional à produção de algas nas lagoas.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Origem e características do efluente

O efluente utilizado neste estudo foi o lixiviado proveniente do aterro Sanitário de Biguaçu, o qual está localizado no Km 177 da BR 101 na localidade de Areias de Cima – Biguaçu/SC, sendo operado e administrado pela empresa Proactiva. O aterro deu início as suas atividades em 1991 e atualmente recebe resíduos de 37 municípios catarinenses totalizando uma média de 14mil ton/mês de resíduos (FINKLER, 2002). Este possui uma área de 624.296,42 m² utilizada como destino final de resíduos sólidos urbanos, resíduos sólidos da saúde e inertes.

Figura 1- Localização Física do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC



Fonte: Ministério da Ciência e da Tecnologia (2007) *apud* Silva (2007)

Os resíduos coletados são dispostos em células com 3 a 4 metros de altura, cobertas com terra. Os resíduos de serviços de saúde e inertes são tratados de forma diferenciada dos demais, sendo colocados em áreas isoladas utilizando métodos de co-disposição em valas sépticas. Na figura 2 tem-se uma vista do aterro. As características do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu podem ser observadas na tabela 1.



Figura 2: Vista parcial do aterro sanitário de Biguaçu.

Fonte: ABES-SC (2006, apud Silva, 2007).

Tabela 1: Principais características físico-químicas do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu. **Fonte: Silva, (2006).**

Parâmetros	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
pH	8,22	0,29	8,96	8,08
T° (C)	25,92	2,25	31,60	23,70
Condutividade (mS/cm)	15	2,6	19,4	11,9
ST (mg/L)	8417	1228	9604	6111
SV (mg/L)	1781	932	3522	748
SF (mg/L)	6665	730	7540	5563
N-NO3 (mg/L)	11,80	3,59	18,80	6,30
N-NH4 (mg/L)	1485	385	2027	850
Fósforo Total (mg/L)	29	12	53	19
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	4403	2692	6400	480

Cloretos (mg/L)	2353	267	2840	1988
Turbidez (NTU)	308	74	443	208
Sulfato (mg/L)	166	60	281	114
DQO (mg/L)	3660	1431	6103	1577
DBO ₅ (mg/L)	1247	802	2759	450
COT (mg/L)	1052	422	1585	513
Dureza (mgCaCO ₃ /L)	943	282	1250	440
Pot. Redox (mV)	-59	10	-41	-71
Cor (UC)	4728	1720	6500	2803

O lixiviado utilizado neste estudo provinha do tanque de equalização do aterro sanitário sendo, posteriormente, encaminhado ao Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos, da Universidade Federal de Santa Catarina, por transporte em caminhão-tanque onde eram armazenados em reservatórios de fibra de vidro com capacidade de 5.000 litros. Os reservatórios eram providos de tampas para garantir que seu interior permanecesse o mais escuro possível, até o seu término, período este, avaliado em cerca de um mês. Este lixiviado era então utilizado para alimentar as lagoas de estabilização com uma vazão pré-determinada. Foram realizadas doze coletas de lixiviado no aterro sanitário para a alimentação das lagoas, durante o período de novembro de 2007 a junho de 2008.

3.2 Caracterização do piloto experimental

O trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos, onde está instalado um sistema, em escala piloto, para tratamento de lixiviados provenientes do Aterro Sanitário de Biguaçu – SC. Este compreende um sistema de três lagoas em série: lagoa 1 (com características anaeróbias), lagoa 2 (com características facultativa) e lagoa 3 (com características de maturação), conforme dados apresentados na tabela 2 e esquema da figura 3.

Tabela 2: Dimensões das Lagoas do Sistema de Tratamento em Escala Piloto.

Dimensões	Lagoa 1	Lagoa 2	Lagoa 3
Comprimento (m)	-	4,35	4,35
Largura (m)	-	2,40	2,40
Diâmetro (m)	1,80	-	-
Profundidade (m)	2,00	0,80	0,60
Volume (m³)	5,00	8,35	6,25
TRH (dias)	25,00	42,00	31,00



Figura 3: Sistema de tratamento piloto

A lagoa de estabilização anaeróbia (Lagoa 1) tem formato cilíndrico, feita à base de fibra de vidro, de cor azul claro, com reforço nas suas laterais. As lagoas de estabilização aeróbias (Lagoas 2 e 3) são retangulares e feitas de mesmo material. Estas se encontram conectadas por meio de tubulações de PVC, contando ainda com registros para controle do fluxo, permitindo sua manutenção sem que haja qualquer interferência entre elas. Na tabela 2 encontram-se as dimensões e características físicas das lagoas do sistema de tratamento.

3.3 Variação horária (nictemeral)

Para verificar a variação horária ocorrida no interior das lagoas L2 e L3, foram efetuados 4 estudos nictemerais (24horas), com o objetivo de caracterizar o comportamento da massa líquida das lagoas L2 e L3. Foi realizado estudo nictemeral para cada estação do ano: primavera (dezembro/2007), verão (fevereiro/2008), outono (junho/2008) e inverno (julho/2008).

Para tal, foram coletadas amostras a cada 4 horas, iniciando às 08h00 da manhã (T1), seguida de 12h00 (T2); 16h00 (T3); 20h00 (T4); 24h00 (T5); 4h00 (T6) e 8h00 (T7), fechando o ciclo diário. O monitoramento foi realizado em um ponto no meio das lagoas nas profundidades de L2 (0,10m, 0,40m e 0,70m) e L3 (0,10m, 0,30m e 0,50m). As variáveis monitoradas foram: pH, OD, Temperatura, Condutividade e Potencial Redox, utilizando sonda multiparâmetros YSI 6600 V2, além de DQO_T, DQO_F, NTK, Amônia, Ânions, Microscopia Ótica, Sólidos Suspensos, Cor, Turbidez e Clorofila *a*.

3.4 Amostragem

As amostras utilizadas para as análises físico-químicas foram coletadas com o auxílio de um pipetador adaptado de 100 mL, e vertidas em recipientes plásticos para armazenamento e posterior análise laboratorial. As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Foram definidos dois pontos de amostragem, um no meio de cada lagoa. A coleta se sucedeu em profundidade, na lagoa 2 (0,1m, 0,4m e 0,7m) e na lagoa 3 (0,1m, 0,3m e 0,5m), possibilitando assim a caracterização do perfil vertical e horizontal das lagoas. Para a realização das coletas, foi utilizada uma pipeta de 100 mL com marcações de profundidade em cada ponto.

3.5 Parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos monitorados neste sistema foram: pH; Potencial Redox; Condutividade; Temperatura; Oxigênio Dissolvido; Demanda Bioquímica de Oxigênio; Demanda Química de Oxigênio; Sólidos Suspensos; Clorofila *a*. A execução das análises teve como base os procedimentos descritos no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005), listados na tabela 3.

Tabela 3 - Análises realizadas e métodos utilizados

Análises	Método
OD, pH, Temp.	Sonda Multiparâmetros (YSI 6600 V2)
Cor	Colorimétrico – Espectrofotômetro HACH DR 4000
Turbidez	Nefelométrico – Turbidímetro HACH 2100 N
DQO	Colorimétrico – Refluxo Fechado (Digestor BOD – HACH)
S.S.T.	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 µm
Amônia	Destilação Kjeldahl - destilador Semi-automático UDK 132
NTK	Destilação Kjeldahl – bloco digestor DK20; destilador Semi-automático UDK 132
Clorofila a	Extração em álcool etílico (NUSH, 1980)

4. RESULTADOS

4.1 Tabelas de Resultados:

Para cada estação do ano (datas em que ocorreram os eventos de monitoramento noturno), são apresentadas as tabelas 4 a 7, relativas aos resultados encontrados.

Tabela 4. Resultados da variação nictemeral durante a primavera.

PRIMAVERA			H	Cor	Turbidez	Amônia	NTK	DQOt	DQOf	S.S.	Clorofila	Temp	pH	OD	
Data	Hora	Lagoa	cm	U.C.	N.T.U.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	°C		mg/L	
8	2	10	3950	148,0	380,8	560,0	1398,9	2271,9	310	34,6	22,00	9,00	1,15		
		40	2880	82,3	840,0	750,4	2929,4	2142,5	180	150,7	23,48	8,95	1,12		
		70	2850	77,0	1008,0	1366,4	2800,6	3267,6	130	128,3	23,91	8,85	1,05		
	3	10	1590	162,0	72,8	162,4	1815,6	1220,3	180	736,6	22,22	9,01	3,37		
		30	1790	76,0	156,8	240,8	1834,4	1917,2	90	122,8	22,29	9,13	2,12		
		50	2390	84,4	296,8	330,4	1417,7	2202,9	270	178,6	23,56	8,88	1,27		
	12	10	4010	100,0	375,2	425,6	1686,6	1645,2	220	178,6	24,00	9,00	1,15		
		2	40	4340	79,8	1024,8	1075,2	2276,4	3067,6	130	173,0	25,50	8,95	1,12	
		70	4150	108,0	1030,4	1355,2	2705,5	2883,2	150	323,6	26,00	8,85	1,05		
	12/12	3	10	2630	83,6	89,6	140,0	1013,2	1606,4	200	27,9	24,31	9,01	3,37	
			30	2770	89,8	145,6	207,2	1655,2	1589,6	200	111,6	24,56	9,13	2,11	
			50	3370	82,5	285,6	403,2	1891,2	2666,0	170	128,3	25,54	8,88	1,27	
2		10	4170	115,0	397,6	380,8	1418,9	2463,6	230	251,1	32,48	8,92	3,48		
		40	3900	75,6	974,4	929,6	2065,4	1958,5	80	167,4	24,30	8,94	0,76		
		70	4450	110,0	980,0	985,6	2006,5	2996,0	170	965,3	24,04	8,76	0,72		
16		10	2480	88,7	84,0	145,6	1002,4	1638,3	170	234,4	30,67	9,34	4,70		
		30	2760	79,5	123,2	224,0	1053,6	823,2	140	145,1	23,83	9,02	0,74		
		50	3610	102,0	291,2	375,2	1456,4	2077,2	70	970,9	24,10	8,84	0,68		
20		2	10	5500	266,0	392,0	476,0	2319,4	1551,5	510	457,6	25,97	8,97	0,60	
			40	3870	85,6	688,8	1024,8	2778,6	1921,3	290	239,9	24,41	8,95	0,49	
			70	4920	152,0	1036,0	1153,6	2836,5	1890,8	250	401,8	24,11	8,86	0,48	
	3	10	200	96,3	89,6	140,0	1359,9	753,0	130	72,5	25,45	9,29	2,80		
		30	360	106,0	128,8	212,8	1461,4	1021,2	210	306,9	25,32	9,13	1,83		
		50	600	81,2	291,2	453,6	1787,3	1383,8	140	156,2	24,06	8,88	1,39		
	0	2	10	4960	186,0	347,2	548,8	2520,7	1668,9	440	50,2	23,57	8,98	0,90	
			40	3860	76,8	851,2	974,4	2630,2	2104,2	220	184,1	24,18	8,95	0,75	
			70	4660	118,0	1080,8	1461,6	2676,5	2004,7	330	284,6	23,88	8,84	0,63	
		3	10	3000	110,0	89,6	173,6	1424,0	833,7	190	457,6	23,72	9,24	1,81	
			30	3320	124,0	128,8	201,6	1518,9	915,9	200	474,3	23,90	9,20	0,92	
			50	3520	86,9	224,0	246,4	1810,4	1888,4	300	145,1	23,93	8,90	0,67	
13/12		4	10	4920	152,0	352,8	459,2	2028,6	1686,6	140	479,9	22,59	8,99	1,13	
			2	40	4040	151,0	823,2	901,6	2282,9	2206,0	350	167,4	23,99	8,95	0,56
			70	4500	96,0	1047,2	1114,4	2568,8	2270,9	320	195,3	24,01	8,87	0,56	
		3	10	3360	178,0	84,0	184,8	1210,5	939,2	380	625,0	22,92	9,14	0,81	
			30	3300	76,1	95,2	173,6	1388,9	801,2	400	563,6	22,95	9,15	0,65	
			50	3580	113,0	285,6	425,6	1612,4	1313,4	260	212,0	23,74	8,90	0,60	
	8	2	10	4920	168,0	404,4	582,4	2489,0	1826,9	410	513,4	22,00	9,00	1,15	
			40	3920	136,0	929,6	929,6	2183,3	1963,5	290	407,3	23,48	8,95	1,12	
			70	4860	93,8	1008,0	1299,2	2857,9	1872,6	410	993,2	23,91	8,85	1,05	
		3	10	3440	154,0	95,2	173,6	1193,8	1104,4	410	792,4	22,22	9,01	3,37	
			30	3380	79,4	100,8	151,2	1384,2	919,4	410	563,6	22,29	9,13	2,11	
			50	3380	140,0	296,8	358,4	1682,1	1537,2	300	848,2	23,56	8,88	1,27	

A primavera apresentou como destaque o valor médio de OD em torno de 1,8 mg/L na L2 – inferior apenas à média de 2,0 mg/L no outono - que proporcionou, junto com uma temperatura média elevada (24 °C), a melhor média de remoção de Amônia (77%), NTK (74%) e DQO total e filtrada (37 e 36%), no conjunto L2-L3 (mesmo com as maiores médias de cor e turbidez observadas, em torno de 4300 U.C. e 120 N.T.U., respectivamente). Juntamente ao verão, essa estação apresentou o menor valor médio de pH, em torno de 9,0.

Tabela 5. Resultados da variação nictemeral durante o verão.

VERÃO	H	Cor	Turbidez	Amônia	NTK	DQOt	DQOf	S.S.	Clorofila	Temp	pH	OD	
Data	Hora	Lagoa	cm	U.C.	N.T.U.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	°C	mg/L	
14/2	2	10	3980	191,0	184,8	134,4	1023,6	483,6	350	452,0	24,30	9,10	0,70
		40	3620	85,3	851,2	873,6	1967,5	1580,6	100	44,6	26,25	9,04	0,60
		70	4000	92,8	957,6	996,8	1755,7	1835,1	210	128,3	25,48	8,95	0,55
	3	10	4740	234,0	123,2	207,2	1657,4	969,8	400	412,9	24,24	9,28	0,80
		30	3780	101,0	224,0	296,8	1667,1	1113,1	300	267,8	24,23	9,22	0,63
		50	3260	79,3	218,4	336,0	1376,7	1317,5	170	72,5	24,87	9,11	0,57
	12	10	3400	135,0	184,8	280,0	1149,8	691,9	160	206,5	30,46	9,13	1,48
		40	3840	80,9	772,8	677,6	2018,9	1971,2	280	44,6	26,28	9,05	0,71
		70	3880	82,5	840,0	1047,2	1927,2	1491,3	330	50,2	25,49	8,89	0,69
	16	10	5120	315,0	117,6	190,4	1422,6	490,5	300	94,9	28,05	9,33	1,14
		30	3660	103,0	218,4	207,2	1656,7	1051,0	170	262,3	24,70	9,25	0,67
		50	3280	76,0	257,6	330,4	1469,4	1083,5	160	89,3	24,96	9,09	0,64
15/2	2	10	3380	132,0	218,4	246,4	1022,5	554,1	120	78,1	33,65	9,07	1,12
		40	3640	82,7	856,8	789,6	2687,7	1941,1	390	50,2	27,80	9,05	0,76
		70	4040	89,5	868,0	935,2	1852,9	1794,9	70	50,2	26,47	9,04	0,48
	3	10	4460	231,0	117,6	196,0	1107,4	916,0	310	200,9	34,19	9,27	0,90
		30	3440	137,0	229,6	263,2	1490,6	1086,4	170	89,3	26,52	9,27	0,74
		50	3240	82,6	224,0	364,0	1661,9	1233,2	230	145,1	25,29	9,14	0,57
	20	10	3600	179,0	218,4	336,0	981,0	637,1	290	424,1	29,48	9,13	1,32
		40	3820	86,4	616,0	1209,6	1960,1	2320,0	240	111,6	26,42	9,04	0,75
		70	3900	96,2	963,2	1232,0	1820,0	1674,4	390	67,0	25,73	8,95	0,74
	3	10	4440	268,0	95,2	196,0	1241,8	912,6	440	362,7	29,11	9,35	0,94
		30	3520	93,8	235,2	308,0	1555,5	1772,9	160	44,6	26,03	9,18	0,84
		50	3280	76,8	274,4	324,8	1600,5	1334,5	180	67,0	25,12	9,10	0,73
15/2	0	10	3980	237,0	207,2	308,0	1086,0	753,6	200	502,2	27,60	9,12	0,59
		40	3680	80,9	907,2	806,4	2085,7	1605,8	240	67,0	26,59	9,03	0,60
		70	4140	82,1	929,6	1226,4	1996,1	1757,0	280	72,5	25,61	8,91	0,56
	3	10	4360	274,0	106,4	207,2	1740,4	655,4	370	468,7	26,78	9,29	0,71
		30	3020	93,2	240,8	347,2	1634,6	722,5	130	100,4	26,41	9,18	0,64
		50	3100	82,2	257,6	330,4	1692,4	811,1	280	106,0	25,07	9,10	0,60
	4	10	3700	241,0	218,4	336,0	1305,3	500,6	360	546,8	26,18	9,09	1,07
		40	3300	86,1	873,6	1148,0	2041,7	1384,3	290	61,4	26,54	9,02	0,57
		70	3720	84,0	750,4	952,0	1991,5	1207,1	240	100,4	25,55	8,88	0,54
	8	10	4180	248,0	112,0	201,6	1675,9	524,5	330	479,9	25,94	9,30	0,70
		30	3240	94,6	240,8	302,4	1651,1	871,1	330	72,5	25,94	9,21	0,65
		50	3160	81,4	235,2	380,8	1888,0	538,5	330	111,6	25,14	9,11	0,59
15/2	2	10	3480	190,0	246,4	352,8	1299,6	435,7	280	418,5	25,28	9,04	0,75
		40	3400	88,4	868,0	1148,0	2150,6	1503,3	340	72,5	25,74	9,02	0,46
		70	3560	89,8	918,4	996,8	2042,5	1486,9	150	78,1	26,35	9,01	0,30
	3	10	3820	194,0	112,0	212,8	1499,2	792,2	350	290,2	25,20	9,24	0,95
		30	3240	99,0	218,4	313,6	1786,7	924,2	260	94,9	25,24	9,23	0,60
		50	3040	81,7	257,6	285,6	1767,7	1789,0	290	67,0	25,31	9,13	0,47

O verão não apresentou a mesma eficiência de remoção da matéria orgânica no conjunto L2-L3, embora as concentrações médias de DQO total, Amônia e NTK na L3 fossem bastante parecidas com as observadas na primavera. Interessante observar que a média de OD e cor foram similares nas duas lagoas nessa estação: 0,75 mg/L e 3700 U.C. tanto na L2 quanto na L3 – valores que não mostram um bom cenário

para a micro biota algal e bacteriana que dependem de oxigênio e luz solar para degradar a elevada carga do lixiviado.

Tabela 6. Resultados da variação nictemeral durante o outono.

OUTONO			H	Cor	Turbidez	Amônia	NTK	DQOt	DQOf	Temp	pH	OD	
Data	Hora	Lagoa	cm	U.C.	N.T.U.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	C		mg/L	
5/6	8	10	2800	76,6	582,4	722,4	1195,8	949,2	15,22	9,44	2,03		
			2	40	2272	74,2	638,4	744,0	1176,6	1052,4	15,75	9,44	1,14
			70	2592	132	929,6	1058,4	1917,7	1138,7	17,07	9,40	0,66	
		3	10	2256	65,5	302,4	240,8	1091,1	1080,9	16,71	9,53	5,53	
			30	1776	65,5	336,0	352,8	1038,2	717,3	16,77	9,52	5,04	
			50	1888	65	308,0	364,0	1205,0	692,7	16,87	9,51	4,55	
	12	10	1808	69,9	571,2	666,4	1123,0	785,3	16,87	9,38	1,63		
			2	40	1888	72	660,8	649,6	1138,3	1083,5	16,56	9,35	2,07
			70	1968	102	856,8	1013,6	1417,4	1241,3	17,85	9,31	1,30	
		3	10	2000	66,8	257,6	358,4	1171,6	838,3	19,30	9,33	3,35	
			30	1776	64,8	313,6	397,6	941,7	819,3	17,08	9,42	1,34	
			50	2448	63,7	308,0	386,4	935,5	986,4	17,00	9,44	0,92	
	16	10	3280	69,9	565,6	756,0	1264,2	788,7	21,08	9,29	2,30		
			2	40	3008	73,3	627,2	868,0	1145,4	910,8	16,99	9,35	1,96
			70	3680	105	907,2	1142,4	1470,4	1415,6	17,26	9,34	1,54	
		3	10	2560	64,9	280,0	380,8	1003,4	1264,9	22,72	9,29	5,06	
			30	3024	66,6	285,6	358,4	1180,0	909,3	17,24	9,46	1,25	
			50	2640	62,5	296,8	408,8	1234,4	909,6	17,13	9,46	0,86	
	20	10	3344	80,8	571,2	644,0	1333,1	869,6	18,43	9,28	1,28		
			2	40	2928	84,1	644,0	868,0	1329,8	1033,4	17,09	9,30	0,93
			70	4112	145	677,6	1075,2	1534,5	1294,4	17,21	9,30	0,68	
		3	10	2336	66,9	268,8	392,0	1064,5	850,2	19,23	9,43	2,61	
			30	2864	64,2	218,4	403,2	1179,5	992,8	18,21	9,43	1,58	
			50	2432	63,5	252,0	291,2	1104,7	1109,4	17,42	9,44	1,10	
0	10	3120	76,1	560,0	576,8	1302,3	832,0	17,09	9,39	1,28			
		2	40	2896	76,9	560,0	739,2	1850,3	1284,0	17,06	9,39	0,85	
		70	3872	128	700,0	1019,2	1503,3	1151,4	17,04	9,36	0,64		
	3	10	2448	64,8	308,0	352,8	1036,3	880,3	18,10	9,41	1,02		
		30	2896	63,1	246,4	403,2	1038,0	1170,4	18,10	9,42	0,86		
		50	2448	64,5	319,2	408,8	1315,2	1074,7	17,65	9,42	0,59		
6/6	2	10	3232	78,7	526,4	750,4	1259,5	1443,3	16,39	9,37	1,11		
			2	40	2672	71,7	672,0	862,4	1500,3	1247,6	16,48	9,37	0,83
			70	11136	688	660,8	952,0	2333,3	1561,7	16,88	9,34	0,66	
	3	10	2384	67,6	274,4	380,8	1121,6	1307,5	17,13	9,46	1,16		
		30	3008	130	302,4	392,8	1206,8	1030,8	17,16	9,45	0,88		
		50	2272	63,7	277,4	296,8	1140,3	905,4	17,32	9,45	0,73		
8	2	10	3152	81,3	408,8	492,8	1250,6	1471,8	16,10	9,42	1,59		
			2	40	2560	71,9	644,0	795,2	1326,8	1482,6	16,33	9,38	0,72
			70	3680	104	744,8	1013,6	1540,3	1427,6	16,91	9,34	0,61	
	3	10	2304	68,6	224,0	375,2	1291,6	836,0	17,14	9,43	1,63		
			30	2832	63,2	263,2	319,2	1214,4	920,0	17,18	9,43	1,25	
			50	2336	61,9	224,0	313,6	1262,4	1400,8	17,25	9,43	1,04	

A estação de outono, junto com o inverno, teve o pH mais elevado, em torno de 9,4 e apresentou os maiores valores de OD, de 5,5 mg/L às 8hs na superfície da L3 (10 cm), 5 mg/L no meio (30 cm) e 4,5 mg/L no fundo (50 cm). Consequentemente, a DQO total e filtrada apresentaram, nessa estação, os menores valores médios observados, 1150 mg/L e 1000 mg/L respectivamente (na L3). A cor e a turbidez na L3 também tiveram valores médios inferiores às demais estações, 2500

U.C. e 70 N.T.U respectivamente. As remoções de Amônia e NTK foram boas no conjunto L2-L3 (58 e 54%), levando-se em conta a menor temperatura média de todo o estudo (<18 °C).

Tabela 7. Resultados da variação nictemeral durante o inverno.

INVERNO			H	Cor	Turbidez	Amônia	NTK	DQOT	DQOF	Temp	pH	OD
Data	Hora	Lagoa	cm	U.C.	N.T.U.	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	°C		mg/L
8	10	3408		97,3		168,0	308,0	1070,5	883,6	17,83	9,82	1,86
	2	40	3952	102		1293,6	1545,6	1523,4	1325,5	17,86	9,22	1,23
	70	4496	106		1433,6		1736,0	1976,4	1497,7	18,06	9,19	0,83
	10	3040		65,8		358,4	487,2	1216,5	853,8	17,91	9,41	1,45
	3	30	3168	68,3		425,6	548,8	1098,1	848,6	17,91	9,44	0,75
12	50	3104		75,9		459,2	588,0	1113,0	983,9	17,82	9,43	0,58
	10	2640		72,6		156,8	240,8	1067,9	906,0	18,40	9,69	1,46
	2	40	3680	99,8		1282,4	1584,8	2014,1	1710,5	18,08	9,27	1,09
	70	4480	112		1377,6		1752,8	2024,8	1599,9	18,10	9,15	0,79
	10	2656		62,4		336,0	481,6	1254,9	940,0	19,96	9,51	2,01
9/7	3	30	2640	62,5		431,2	604,8	1170,6	1007,0	18,47	9,49	1,53
	50	2656		64,9		425,6	593,6	1482,7	887,1	18,03	9,45	1,05
	10	2992		88		229,6	324,8	1219,2	1188,3	22,68	9,81	2,20
	2	40	4080	112		1265,6	1573,6	1734,9	1431,7	18,45	9,26	1,92
	70	4544	107		1400,0		1758,4	2185,9	454,3	18,37	9,19	1,64
16	10	2912		64,4		408,8	537,6	1296,4	293,4	22,14	9,44	3,11
	3	30	2752	63,3		448,0	588,0	635,4	645,3	18,29	9,43	1,70
	50	2732		64,5		470,4	604,8	1297,4	1224,9	18,07	9,41	1,04
	10	2688		117		218,4	330,4	1252,4	1109,5	19,60	9,68	3,52
	2	40	4032	121		1276,8	1310,4	2040,5	760,5	18,90	9,32	3,14
20	70	3232	122		1400,0		1808,8	1664,8	994,2	18,37	9,18	2,92
	10	2240		76		392,0	560,0	605,5	252,6	19,58	9,50	1,62
	3	30	1712	70		459,2	588,0	1397,8	501,3	18,66	9,45	1,17
	50	2320		75		403,2	588,0	1352,8	512,7	18,31	9,43	0,90
	10	3136		155		72,8	224,0	1528,2	1483,7	18,46	9,79	1,73
0	2	40	2816	101		918,4	1629,6	2426,4	1802,9	18,29	9,18	1,15
	70	3872	116		918,4		1747,2	2388,2	2214,2	18,61	9,22	1,16
	10	2288		82		190,4	526,4	1848,6	1675,0	18,58	9,40	1,28
	3	30	2656	68		403,2	593,6	1505,5	1315,9	18,49	9,43	1,16
	50	2128		67		319,2	604,8	2039,4	1760,6	18,10	9,42	1,15
10/7	10	2864		147		134,4	201,6	1857,8	1661,3	18,03	9,74	1,33
	2	40	2784	122		912,8	1394,4	2256,7	1961,3	18,29	9,16	1,15
	70	3344	104		1198,4		1444,8	2452,0	2123,6	18,58	9,24	1,04
	10	2144		85,4		330,4	492,8	1580,9	1479,0	17,97	9,51	1,14
	3	30	2544	65		145,6	296,8	1671,0	1514,7	18,09	9,46	1,12
8	50	2144		67,8		324,8	548,8	1765,3	1460,2	18,14	9,42	1,06
	10	2576		133		145,6	218,4	1610,9	1694,4	17,02	9,82	1,41
	2	40	3696	121		1131,2	1596,0	2754,4	2450,8	17,42	9,29	1,06
	70	3376	134		1288,0		1780,8	2906,7	2563,3	18,20	9,21	0,81
	10	2672		82,8		319,2	487,2	2085,6	1516,9	17,43	9,43	2,57
3	30	2480		87,8		330,4	369,6	2247,9	2139,6	17,58	9,43	2,23
	50	2720		69,4		268,8	728,0	2258,1	1921,2	17,61	9,43	1,50

O dia escolhido para representar o inverno não teve a menor das temperaturas, apresentando média de 18,2 °C e máxima de 22,7 °C, sendo superior à média de 17,9 °C do outono. Os desempenhos na remoção de cor e turbidez foram bastante semelhantes ao outono nas duas lagoas, o que não se repetiu nos demais parâmetros. As eficiências remoções ficaram na ordem de 25% para DQO total e filtrada, 57% para

Amônia e 51% para NTK entre a L2 e a L3. Na L3, os valores médios de Amônia e NTK foram os mais altos, 360 mg/L e 570 mg/L respectivamente. O OD apresentou-se em torno de 1,5 mg/L.

4.2 Gráficos de Perfil

Na sequência são apresentados os gráficos com a variação em profundidade, com cada linha representando uma variação horária de coleta. Os gráficos foram divididos por parâmetro, lagoa e estação do ano (Figuras 4 a 18).

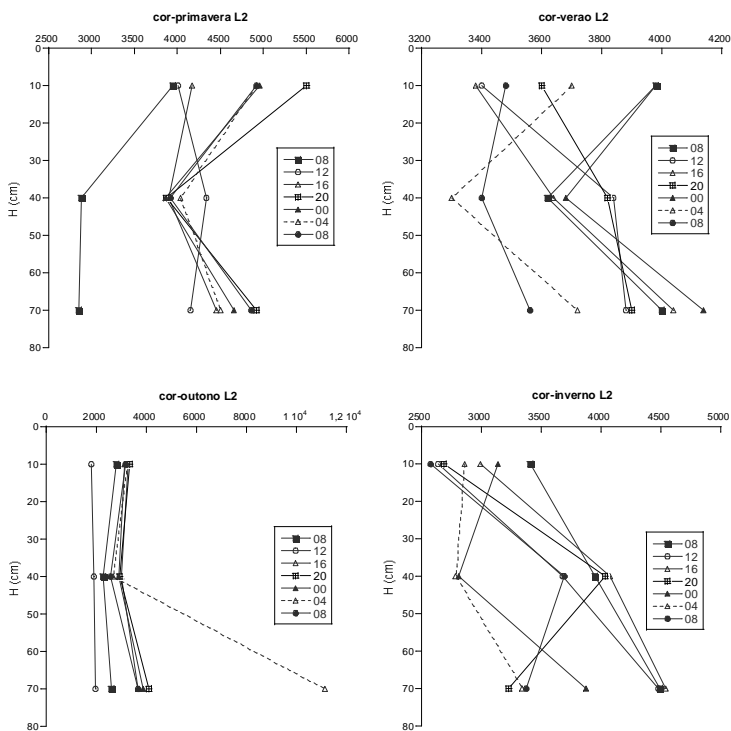


Figura 4. Resultados dos perfis para Cor na lagoa L2.

Os resultados apresentados na Figura 4 ressaltam o elevado índice de cor na L2 durante o ano todo, variando de 2000 a 5000 U.C na maior parte do tempo. Exceto no outono, cujos valores não

apresentaram estratificação (apenas com um ponto destoante, com cor de 12000 U.C., às 4hs da manhã), nas demais estações observou-se grande variação das concentrações da cor com a profundidade, para os diversos horários de coleta. Esse fator pode ser explicado pela presença de algas, que se movem na coluna d'água durante todo o dia.

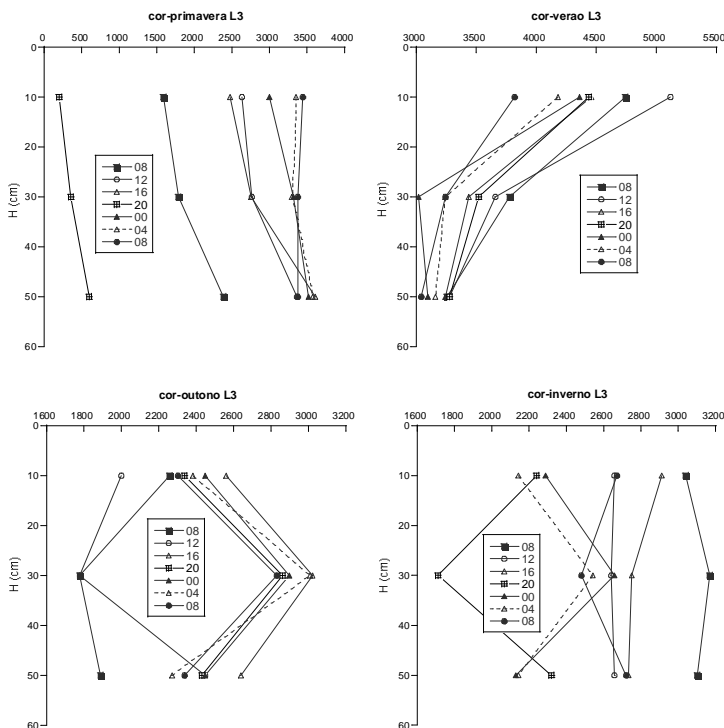


Figura 5. Resultados dos perfis para Cor na lagoa L3.

A L3 apresentou valores médios de cor menores que a L2, na ordem de 1000 a 5000 U.C. na sua maioria. Os perfis do verão mostram sempre os valores maiores mais próximos da superfície (10 cm), reduzindo em cerca de um terço à 50 cm. Este fato também é abordado por LINS et al., (2004) que afirmam que a penetração de luz, nas lagoas é reduzida, por causa dos níveis de cor elevados, o que reduz a cerca de 5 cm a produção maior de oxigênio. PEARSON et al. (1987) apud MIWA e CALIJURI (2006) concluíram que a distribuição vertical da comunidade algal na coluna d'água das lagoas de estabilização variam com o

carreamento orgânico e com o horário, o que ficou evidente durante a análise nictemeral.

Em resposta às variações dos fatores ambientais tal como luz incidente, as algas podem se movimentar através da coluna d'água. Essas variações diurnas na coluna vertical podem fazer com que o efluente apresente várias vezes ao dia, diferenças sensíveis nos demais parâmetros de controle. (FERNANDES et al, 2006).

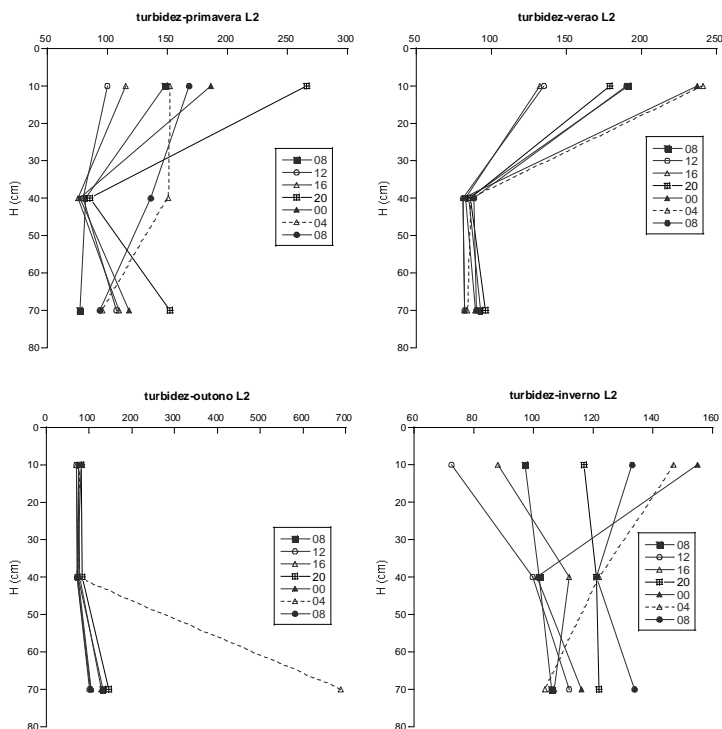


Figura 6. Resultados dos perfis para Turbidez na lagoa L2.

A variação da turbidez acompanha o parâmetro cor; o pico encontrado às 4hs da manhã do outono coincide com o pico visto na cor, inclusive. Variando na maior parte do tempo entre 100 e 250 N.T.U., a incidência de algas mais próximo da superfície fez com que a turbidez ficasse mais elevada na camada de 10 cm, no verão esses valores são duas vezes superiores aos das outras camadas. Assim como SILVA

(2007), a maior variação desse parâmetro aconteceu próximo à superfície.

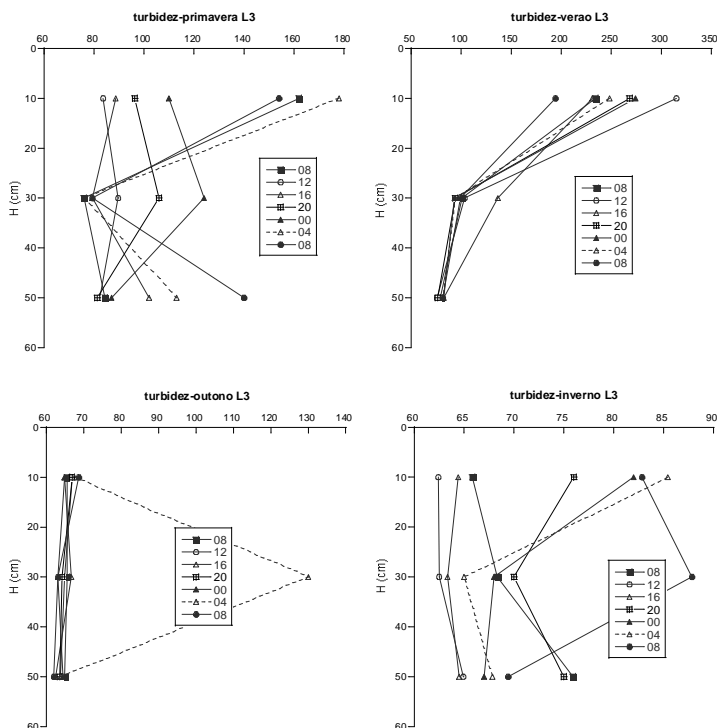


Figura 7. Resultados dos perfis para Turbidez na lagoa L3.

A L3 também acompanha na turbidez as variações vistas na cor; o inverno apresentou os valores mais baixos, variando entre 60 e 90 N.T.U. O pico do outono acontece às 4hs também, mas aparece à 30 cm (meio da lagoa). Na L3, as variações da turbidez ficam entre 60 e 250 N.T.U., com comportamento horário bem parecido ao visto na L2 na primavera, verão e outono. Novamente, como em SILVA (2007), foi verificada grande variação da turbidez a 10 cm – exceto no outono.

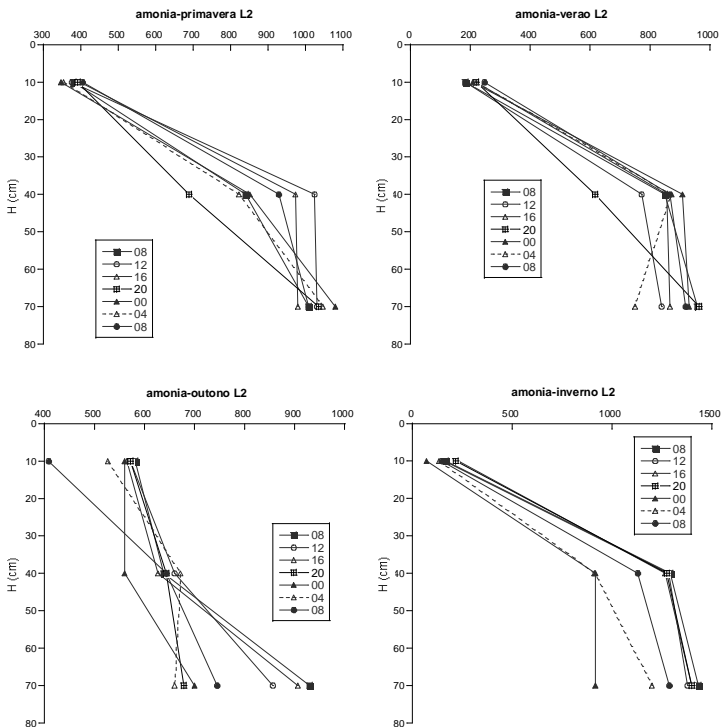


Figura 8. Resultados dos perfis para Amônia na lagoa L2.

Os perfis de amônia ressaltam a redução das concentrações conforme a proximidade com a superfície; na primavera, por exemplo, à 10 cm a concentração fica em torno de 200 mg/L, enquanto a média de 40 cm quadruplica – comportamento menos acentuado nas outras estações, em que essa variação duplica. Como em SILVA (2007), os menores valores foram encontrados a 10 cm.

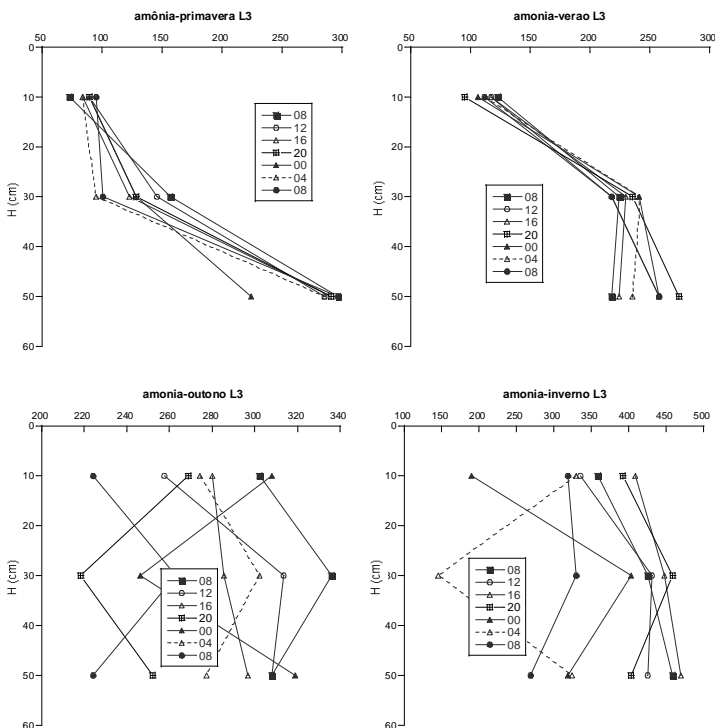


Figura 9. Resultados dos perfis para Amônia na lagoa L3.

Na L3, as estações mais quentes demonstram comportamento similar das concentrações de amônia à L2, porém com variação menor na primavera (duplica, à 50cm.). Os perfis de outono e inverno não mostraram variação muito grande nas profundidades, mas sim entre os horários de coleta, apresentando valores menores durante o dia, com a atividade algal mais favorecida pela incidência luminosa. A redução entre lagoa facultativa e de maturação acompanhada no ciclo de lagoas usadas para o tratamento de suínos por COSTA et al (2007), também mostra concentrações menores para a segunda.

Para o NTK (figuras 34 e 35 em anexo), o comportamento na L2 foi bem similar ao observado para amônia, porém com valores maiores devido ao método que inclui o nitrogênio da matéria orgânica e

inorgânica presente nas amostras coletadas. A média das estações foram bem parecidas, com variações entre 300 mg/L e 1200 mg/L (superfície e fundo). Na L3, acompanhando os perfis de amônia, os meses quentes apresentam uma variação com valores menores (150-200 mg/L) próximos à superfície, ante uma média de 300 mg/L a 50 cm. Durante as estações mais frias, a variação do perfil (estratificação) foi menor.

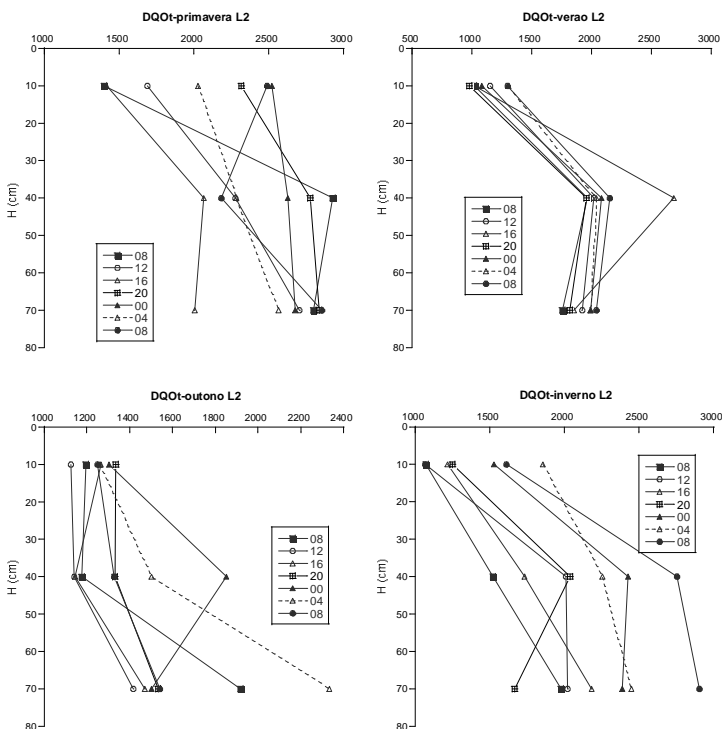


Figura 10. Resultados dos perfis para DQO total na lagoa L2.

A média de DQO total foi menor nos meses mais quentes, com variação horária bem pequena no verão; os valores médios foram menores também mais próximos à superfície, ressaltando a incidência luminosa também para a remoção deste parâmetro. O outono apresentou pouca ou nenhuma variação entre 10 e 40 cm, mostrando valores mais altos à 70 cm., principalmente durante a noite, chegando a 2400 mg/L.

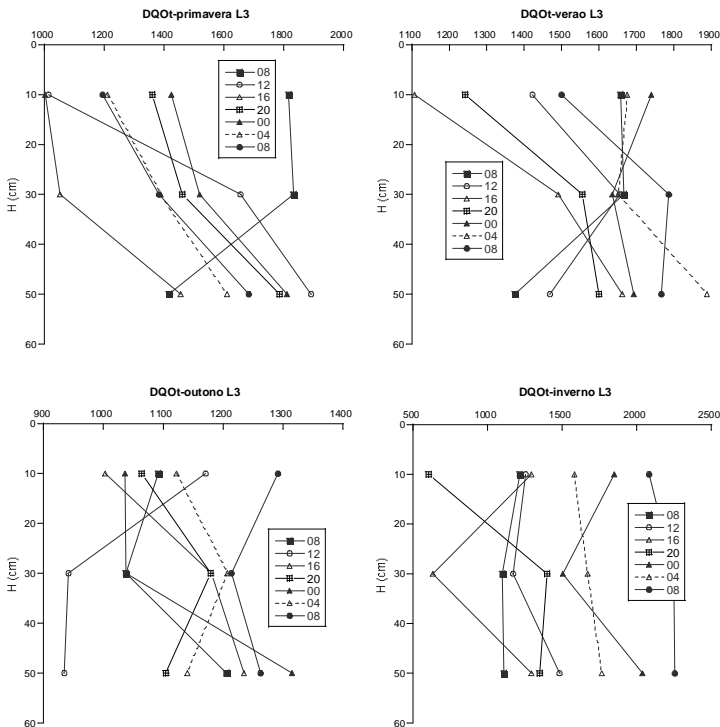


Figura 11. Resultados dos perfis para DQO total na lagoa L3.

Em média, os valores de DQOt encontrados durante o dia e próximos à superfície foram os menores na L3; porém essa não foi a regra. A movimentação nesse lagoa, com lâmina d'água menor que a da L2, faz com que os níveis se misturem um pouco mais, interferindo na análise de variação a cada 4hs em um desnível de apenas 20 cm.

A DQO filtrada segue o comportamento médio da DQO total, porém com valores menores (figuras 36 e 37, em anexo). Na L3, a falta de incidência luminosa e a lâmina d'água menor fizeram com que os valores encontrados no fundo sejam bastante similares aos da superfície.

Para os sólidos em suspensão (figura 38 em anexo), a variação das estações em perfil foi bastante confusa; em média ocorreu pouca variação noturna, e durante o dia a movimentação não seguiu um padrão. Os valores sempre variaram entre 100 e 400 mg/L, mostrando –

diferente do visto por SILVA (2007), que esse não é um bom método para diferenciar o comportamento das lagoas ao longo do ano.

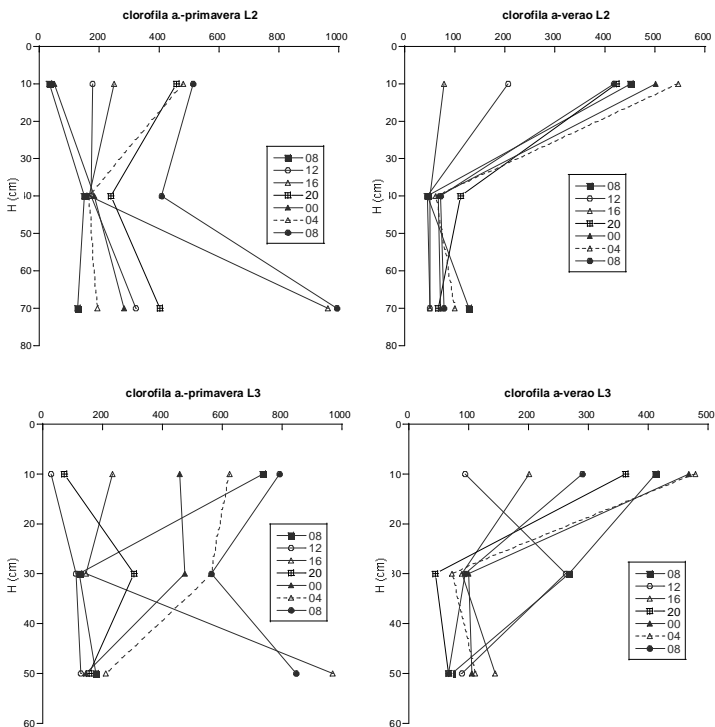


Figura 12. Resultados dos perfis para colorofila *a* nas lagoas L2 e L3.

Para a clorofila *a*, a L2 apresentou os valores maiores mais próximos à superfície; como em SILVA 2007, na L3 no verão ocorreu uma migração das algas para o meio da lagoa bastante evidente durante a tarde, devido à maior temperatura. A presença marcante do gênero *Chlamydomonas* em ambas as lagoas fotossintéticas estudadas (MARTINS et al 2009), de acordo com Beyruth (1996) pode ter ocorrido pelo fato destes organismos serem freqüentes em lagoas de estabilização, servindo para caracterizar as fases ou condições de tratamento de acordo com suas exigências tróficas, suportando perfeitamente ambientes ricos em matéria orgânica em decomposição. Infelizmente, a perda dos valores das estações mais frias não permitiu uma comparação mais efetiva do comportamento desse parâmetro.

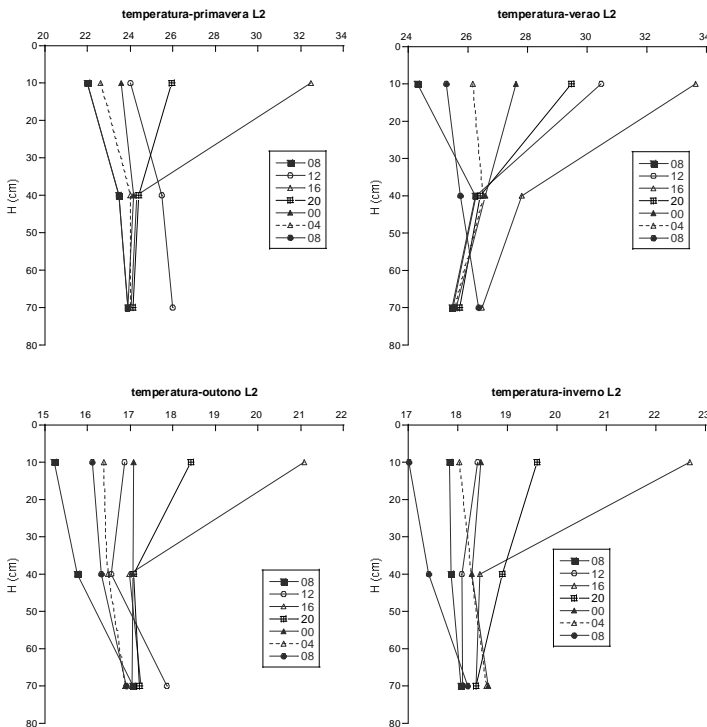


Figura 13. Resultados dos perfis para temperatura na lagoa L2.

Os gráficos da temperatura evidenciam a diminuição da temperatura atmosférica no perfil da lagoa ao longo das estações, com variação bastante acentuada na superfície e desvio bastante pequeno no fundo. Temperaturas máximas de 36 $^{\circ}\text{C}$ no verão, e mínimas de 15 $^{\circ}\text{C}$ no outono revelam condições que interferem na eficiência do tratamento. A homogeneidade constatada por COSTA et al. (2007) se nota no meio e no fundo das lagoas. Diferente do constatado por SILVA (2007), as máximas foram detectadas sempre às 16hs, em todas as estações.

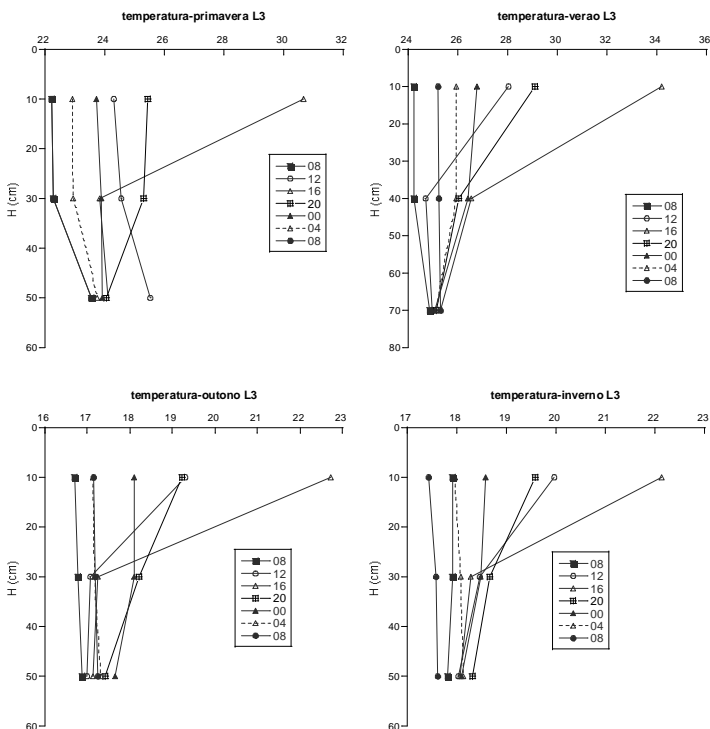


Figura 14. Resultados dos perfis para temperatura na lagoa L3.

Com uma lâmina menor de líquido no interior da L3, observaram-se variações menos bruscas no perfil, permitindo condições microbianas menos impactantes com a variação da profundidade para esse parâmetro. Novamente, picos de temperatura às 16hs – bem próximos aos da L2.

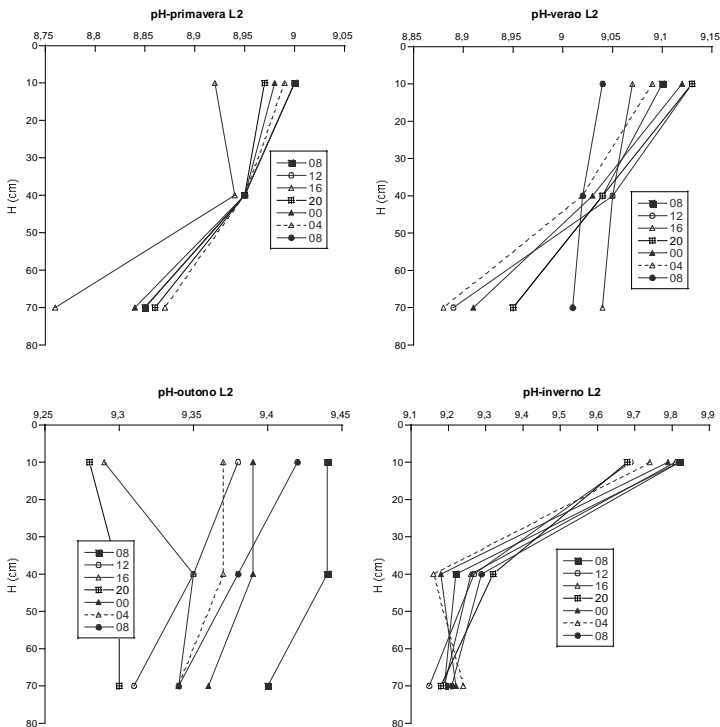


Figura 15. Resultados dos perfis para pH na lagoa L2.

Na L2, a variação do pH foi pequena ao longo das estações, mas ocorreu uma estratificação com a profundidade, atingindo o máximo de variação no inverno, com 9,2 à 70 cm e 9,8 à 10 cm. A mudança diurna deste parâmetro nas lagoas de estabilização geralmente segue o padrão de captura de CO_2 pelas algas durante o dia, via fotossíntese, e o aumento de CO_2 durante a noite devido às atividades de respiração das algas e bactérias. Para CASTILHOS et al. (2003) este é um fator chave para a dissolução de certos elementos minerais quando do contato líquido-sólido. Ele pode afetar a solubilidade por deslocamento do equilíbrio físico-químico no qual intervêm os íons H^+ ou OH^- , por reação química direta destes íons sobre a matéria sólida e por influência sobre o estado de óxido-redução do sistema. O pH dos lixiviados de aterro sanitário é controlado pela presença de metabólitos da fermentação dos resíduos orgânicos ou pela solubilização das espécies químicas a partir dos resíduos não orgânicos.

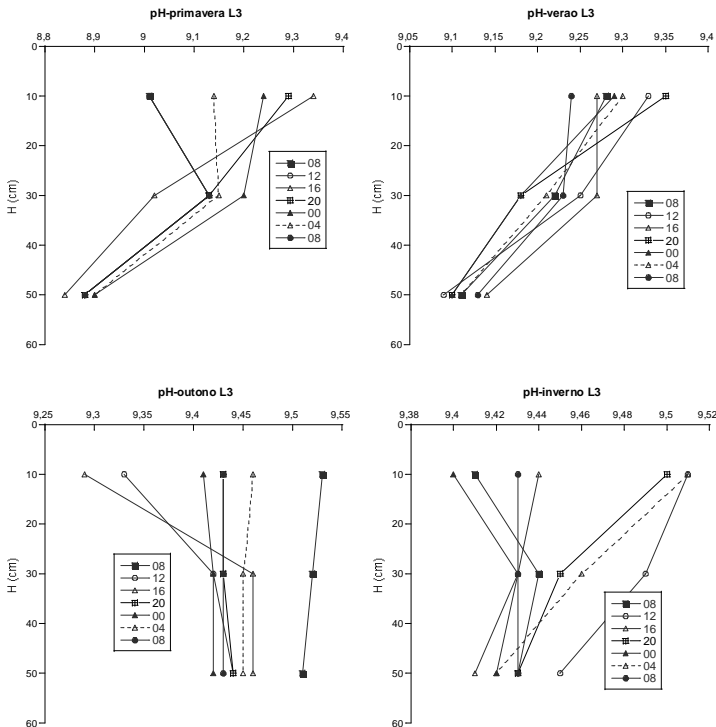


Figura 16. Resultados dos perfis para pH na lagoa L3.

Na L3, a variação entre as estações também foi baixa, com o outono apresentando o máximo valor às 8hs. Observou-se estratificação na coluna d'água, sendo os maiores valores medidos na superfície (10 cm). O pH variando pouco cria uma condição favorável ao deslocamento dos microorganismos, que fugindo da temperatura na superfície encontra ao fundo condições bem próximas às anteriores, diminuindo o estresse algal. COSTA et al. (2007) também acompanhou pequena variação ao longo do dia, com maiores variações no inverno. A fotossíntese é responsável pela grande variação do pH em lagoas de estabilização facultativas e aeradas, pois as algas consomem os íons carbonatos e bicarbonatos presentes no meio, nos momentos de maior atividade pode atingir altos valores, sendo que durante a noite estes podem diminuir (SILVA & MARA, 1979).

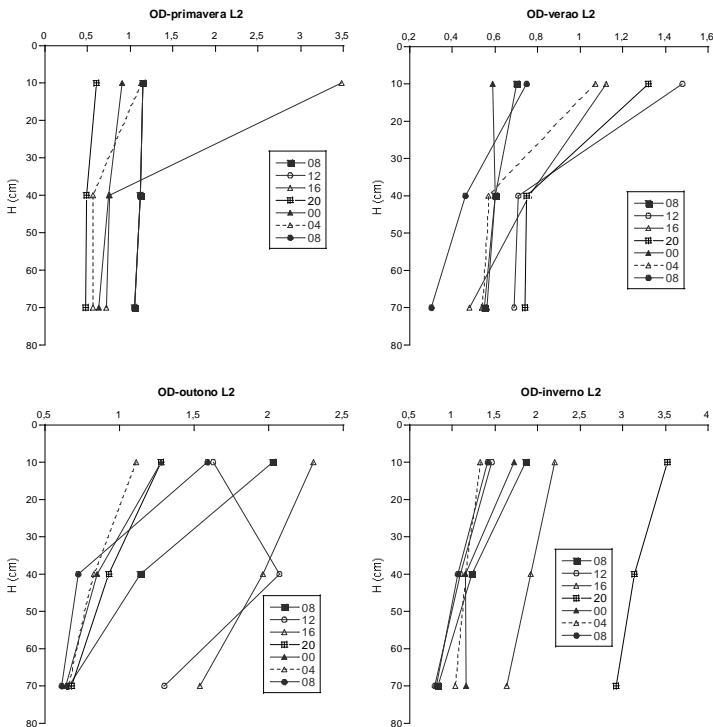


Figura 17. Resultados dos perfis para OD na lagoa L2.

Na L2, observou-se estratificação nas concentrações de OD ao longo da coluna d'água e variações ao longo do dia. O OD é um dos parâmetros mais importantes no interior das lagoas de estabilização usadas para o tratamento de lixiviado. É importante que se tenha valores suficientes para as bactérias poderem degradar com eficiência a matéria orgânica presente. O pico a 10 cm, observado às 16hs, infelizmente não acontece durante a noite, pois não se tem a condição ideal de incidência luminosa para uma produção de oxigênio maior pelas algas. Na profundidade, com cor e turbidez elevadas, a luz não consegue penetrar no líquido e ativar a produção do oxigênio pelas algas presentes (*Clamydomonas sp* em sua maioria).

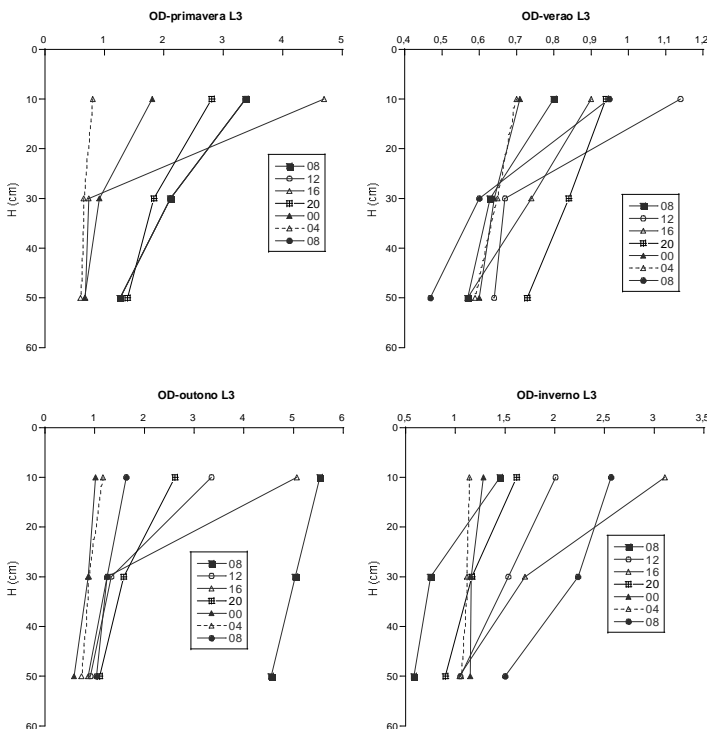


Figura 18. Resultados dos perfis para OD na lagoa L3.

A L3 conseguiu manter maiores concentrações de OD em profundidade na primavera, mas no verão teve valores muito baixos (, 1 mg/L), que dificultaram a degradação microbiana nesse período. O outono mostrou valores maiores (1 a 6 mg/L), com comportamento semelhante no inverno. A variação horária é bastante significativa nesse parâmetro, pela diferenciação da incidência luminosa entre o dia e a noite. A cor e turbidez um pouco menores, justificam uma maior geração (em média) de oxigênio no interior dessa lagoa.

4.3 Gráficos com Variação em Profundidade

A seguir, são apresentados os gráficos (figuras 19 a 33) representando a variação dos valores dos parâmetros a cada estação, em cada lagoa, com cada linha representando uma profundidade diferente (superfície, meio e fundo).

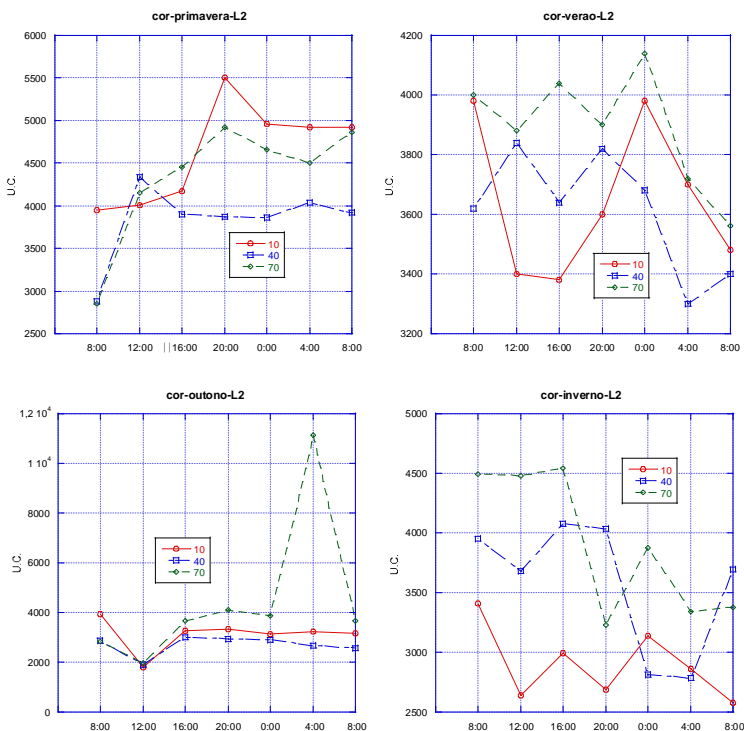


Figura 19. Resultados das concentrações em profundidade para Cor na lagoa L2.

Na figura 19 fica mais evidente a estratificação da cor na L2 pelas profundidades ao longo do dia; que no verão e no inverno teve cores mais baixas na superfície durante o dia, enquanto no outono os valores ficaram bastante próximos, e com pouca variação, ao longo de todo o dia.

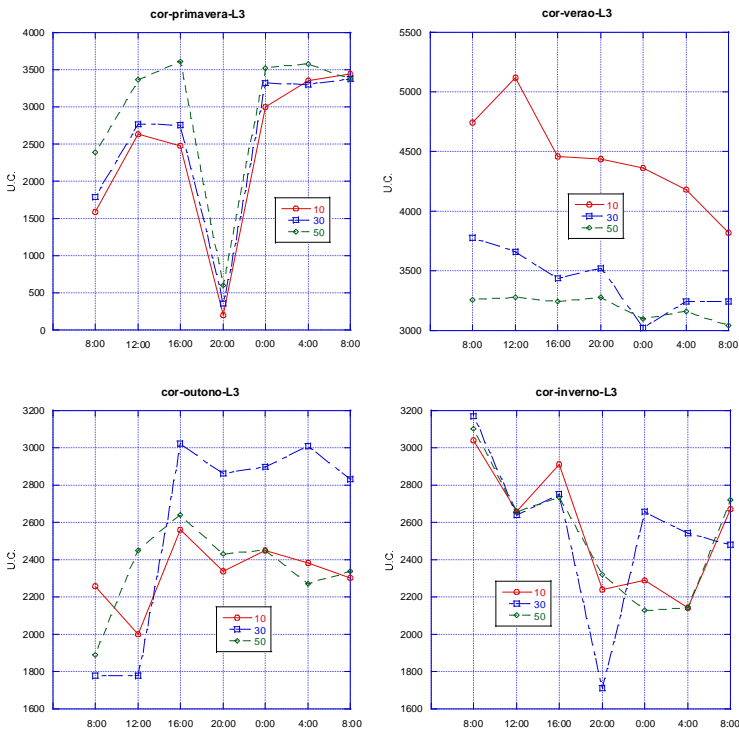


Figura 20. Resultados das concentrações em profundidade para Cor na lagoa L3.

Na L3, a depressão vista às 20hs não coincide com o comportamento observado na turbidez (Figura 22); o verão trouxe valores mais altos próximos à superfície, atrapalhando, portanto, a entrada de luz solar que favoreceria a uma melhor eficiência do sistema nessa estação.

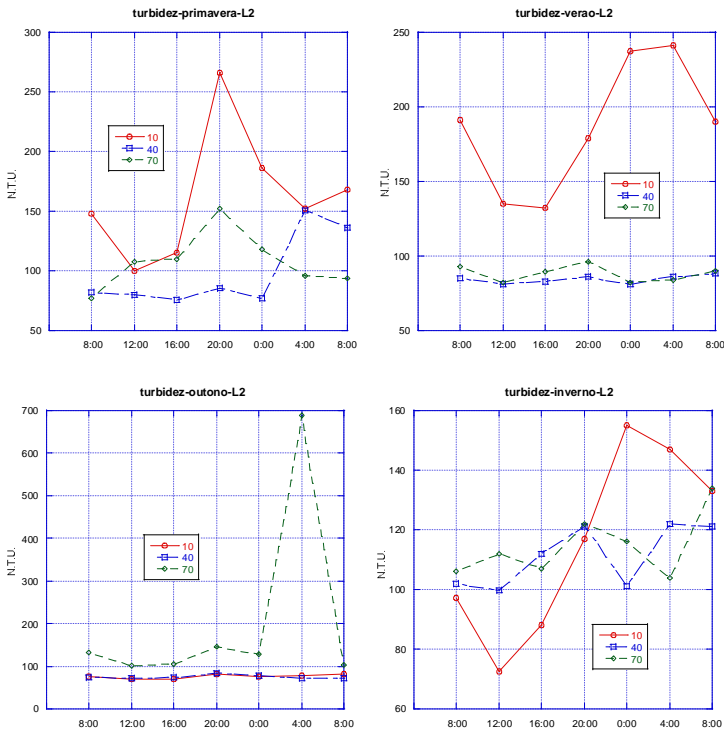


Figura 21. Resultados das concentrações em profundidade para Turbidez na lagoa L2.

A turbidez, que traz a quantidade de matéria em suspensão na amostra, apresentou comportamento similar ao das medições de cor; o verão mais uma vez demonstra valores elevados próximo à superfície. A variação ao longo do dia é bastante grande, revelando a movimentação da microbiota ao longo do dia pela lagoa.

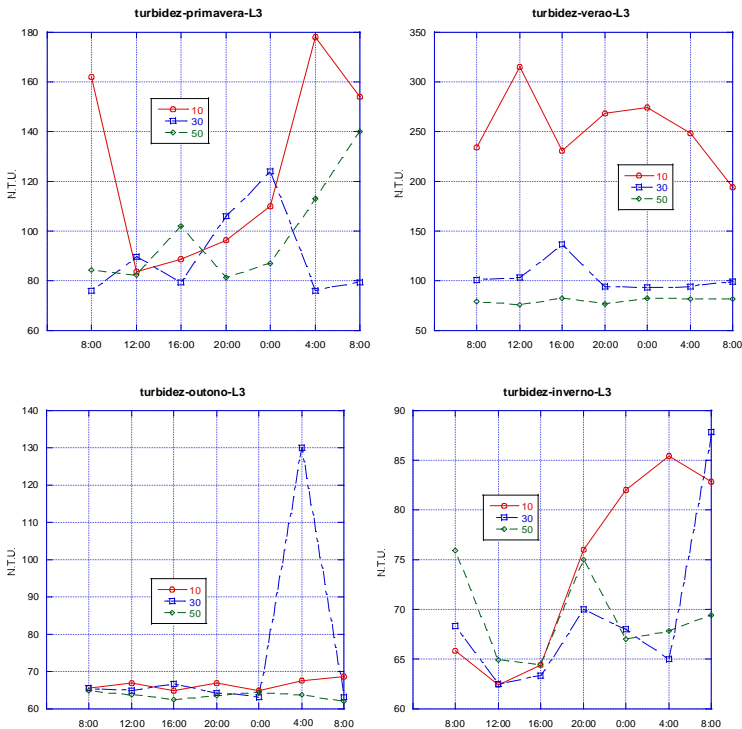


Figura 22. Resultados das concentrações em profundidade para Turbidez na lagoa L3.

Os meses mais frios demonstraram maior estabilidade na L3, com pequenas variações ao longo do dia (exceto pelo pico a 40 cm durante a madrugada do outono). O verão apresentou valores bastante altos (os maiores para a L3) perto da superfície, mais uma vez, como em SILVA (2007).

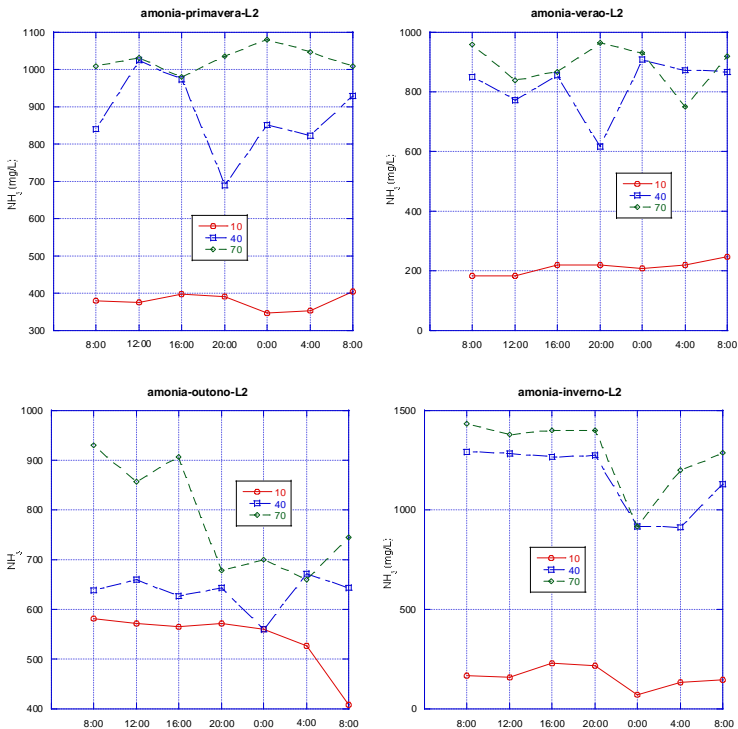


Figura 23. Resultados das concentrações em profundidade para Amônia na lagoa L2.

A amônia teve, ao longo das estações, concentrações a 10 cm sempre menores que o meio e o fundo da L2. O outono não teve os maiores valores, mas a diferença entre 10 e 40 cm nessa estação foi bem pequena ao longo de todo o dia (cerca de 20%, em média).

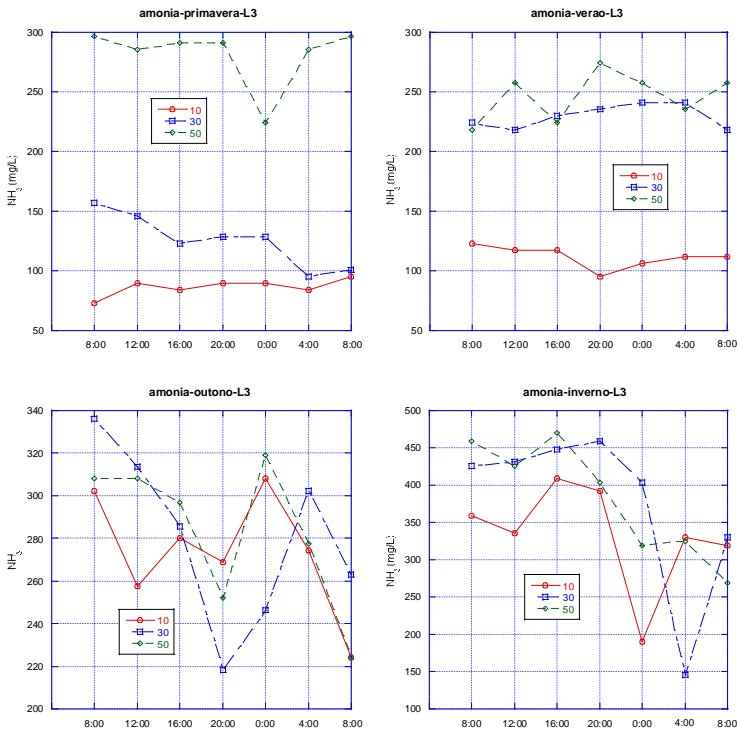


Figura 24. Resultados das concentrações em profundidade para Amônia na lagoa L3.

Na L3, durante o outono e inverno, as concentrações na superfície à noite foram próximas ou maiores que as encontradas no fundo; a primavera e o outono mostraram na L3 comportamento como o visto na L2, porém com uma diferença menor entre superfície e meio da lagoa na primavera.

O NTK apresentou comportamento semelhante ao apresentado pela amônia tanto na L2 quanto na L3 (figuras 39 e 40 em anexo).

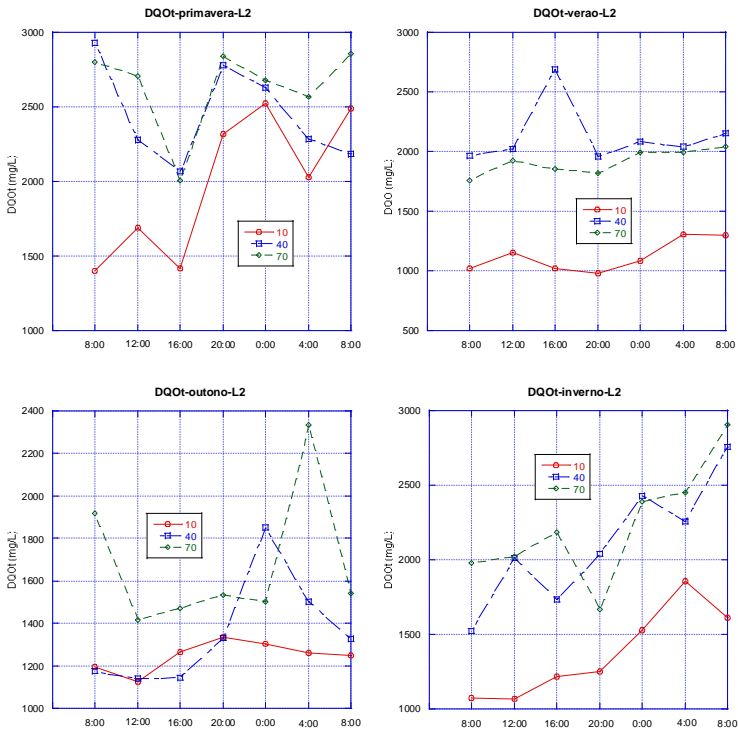


Figura 25. Resultados das concentrações em profundidade para DQO total na lagoa L3.

A variação da DQO total na lagoa L2 foi grande, e em geral foram observados valores menores na superfície (favorecido pelo OD maior); as concentrações desse parâmetro durante a noite foram maiores, pela diminuição da incidência luminosa que também diminui o OD. O verão teve uma baixa variação, o que não aconteceu na primavera.

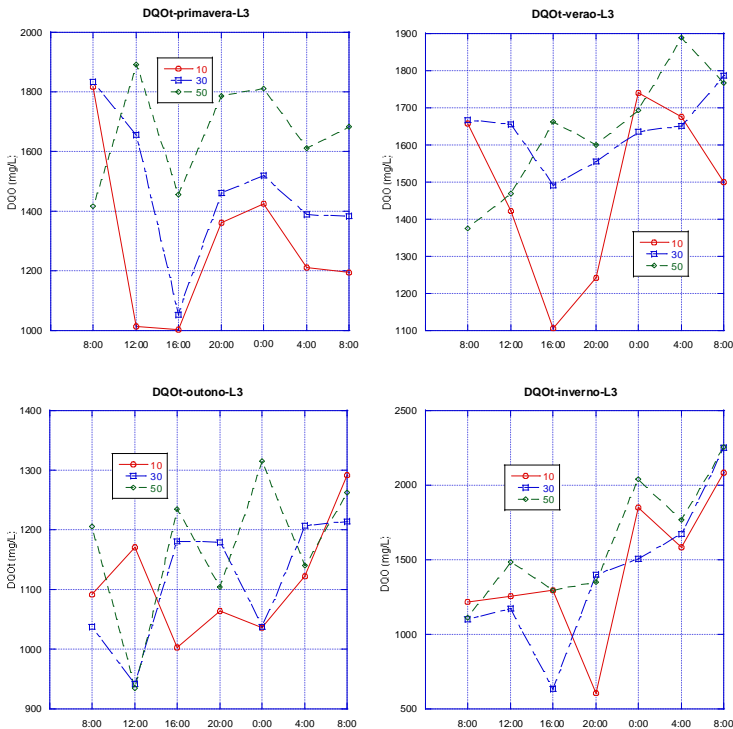


Figura 26. Resultados das concentrações em profundidade para DQO total na lagoa L3.

O comportamento da DQO total na L3 foi mais irregular durante a maior parte do tempo, com predominância de concentrações menores na superfície nos meses mais quentes; porém o menor valor foi encontrado às 16hs a 30 cm e às 20hs, no fundo, durante o inverno (600 mg/L), o que faz dessa a estação com a maior variação ao longo do dia, com valores chegando a 2200 mg/L.

A DQO filtrada apresentou comportamento bastante similar ao da DQO total, tanto na L2 quanto na L3, porém com valores menores (figuras 41 e 42 em anexo).

O comportamento dos sólidos em suspensão está apresentado na figura 43 em anexo. Houve uma grande diversidade dos dados obtidos, sem a distinção de um padrão de estratificação ou de valores.

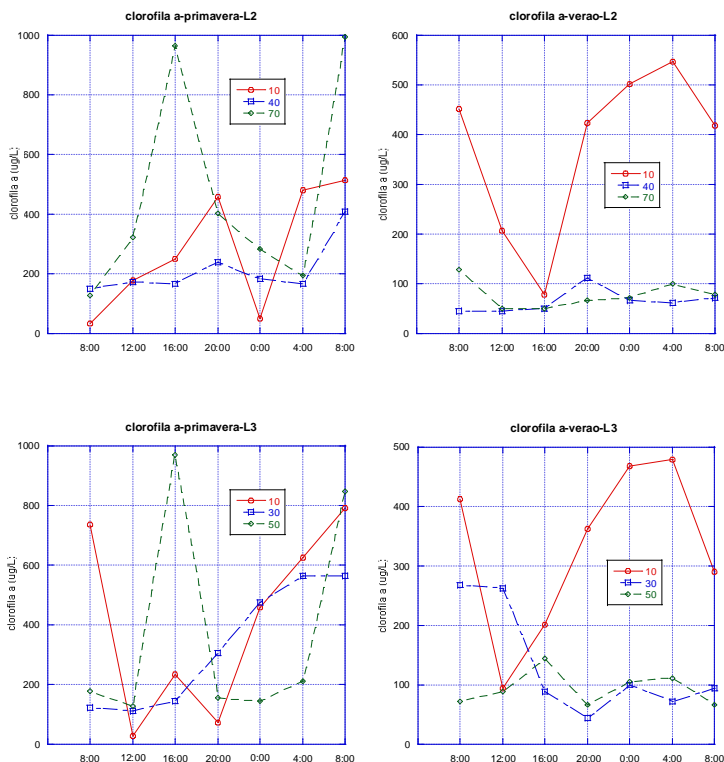


Figura 27. Resultados das concentrações em profundidade para clorofila *a* nas lagoas L2 e L3.

Observa-se nos gráficos apresentados na Figura 27, grande movimentação da biota algal no período vespertino, evidente durante a primavera nas duas lagoas (concentração baixa à superfície e alta ao fundo); no verão verificou-se concentração mais baixa nesse período (12-16hs) e a maiores valores no início da noite (20hs).

König (2000) observou que a estratificação da biomassa algal é mais acentuada nas lagoas de maturação; em nosso estudo, a variação foi bastante similar nas duas lagoas, com valores entre 50 e 1000 ug/L na L2 e na L3 durante a primavera, e entre 50 e 600 ug/L em ambas durante o verão.

Diniz et al. (2003) obteve concentrações maiores de clorofila a na camada mais superficial da lagoa, com grande variação ao longo do dia devido a mobilidade fitoplancônica. No presente estudo, nas horas mais quentes da primavera foi constatada grande movimentação algal para o fundo das lagoas – o que não se repetiu no verão. Comportamento similar foi visto por SILVA (2007), com pico – menos acentuado - em profundidade de 50 cm; na superfície, ele teve um pico às 8hs da manhã, com concentração 25 vezes maior que nos demais horários (2000 contra 80 ug/L).

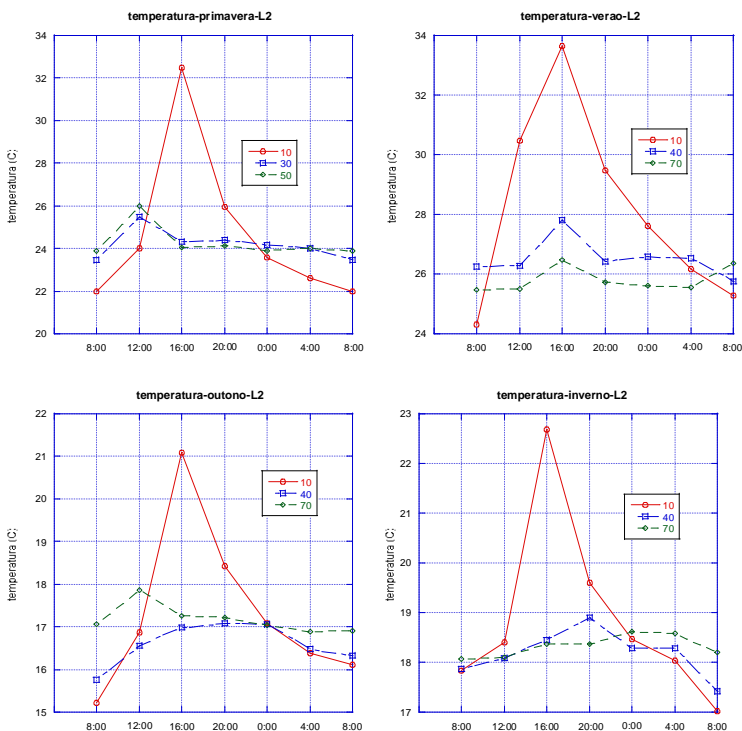


Figura 28. Resultados dos valores em profundidade para temperatura na lagoa L2.

Na Figura 27 verifica-se que o pico de temperatura que ocorreu próximo à superfície às 16hs nas estações, no verão se estendeu entre 12 e 20hs, enquanto as temperaturas pouco variaram no meio e no fundo. SILVA (2007) encontrou no fundo das lagoas de seu estudo as menores temperaturas, que aqui se repete – exceto em alguns horários durante o outono e inverno.

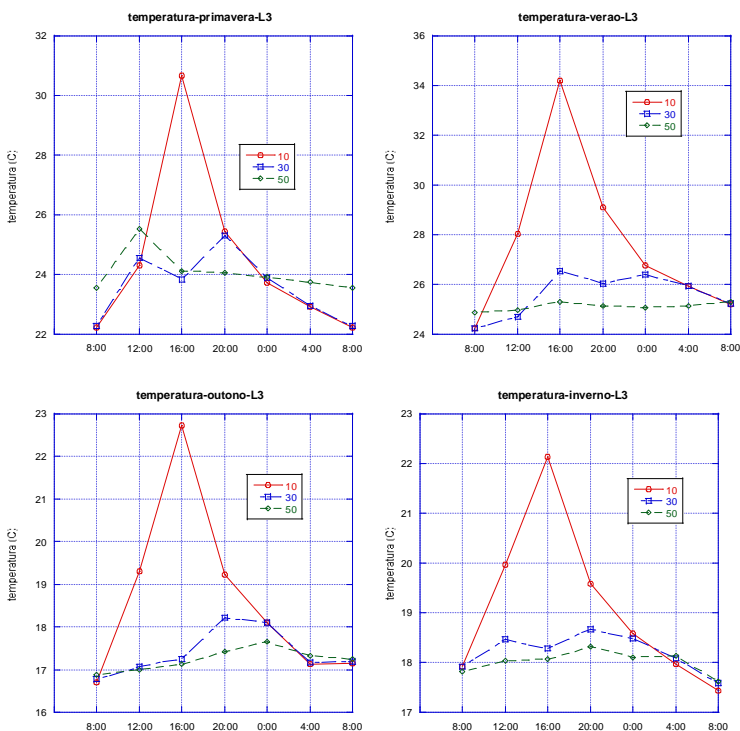


Figura 29. Resultados dos valores em profundidade para temperatura na lagoa L3.

Na L3 a temperatura teve um comportamento bastante similar à L2, já que por se posicionarem lado a lado recebem a mesma incidência luminosa durante o ano.

A homogeneidade acompanhada por COSTA et al. (2007) se repetiu em nossa pesquisa apenas no meio e no fundo das lagoas; os

picos de temperatura às 16hs, em todas as estações, ficaram evidentes nesse estudo.

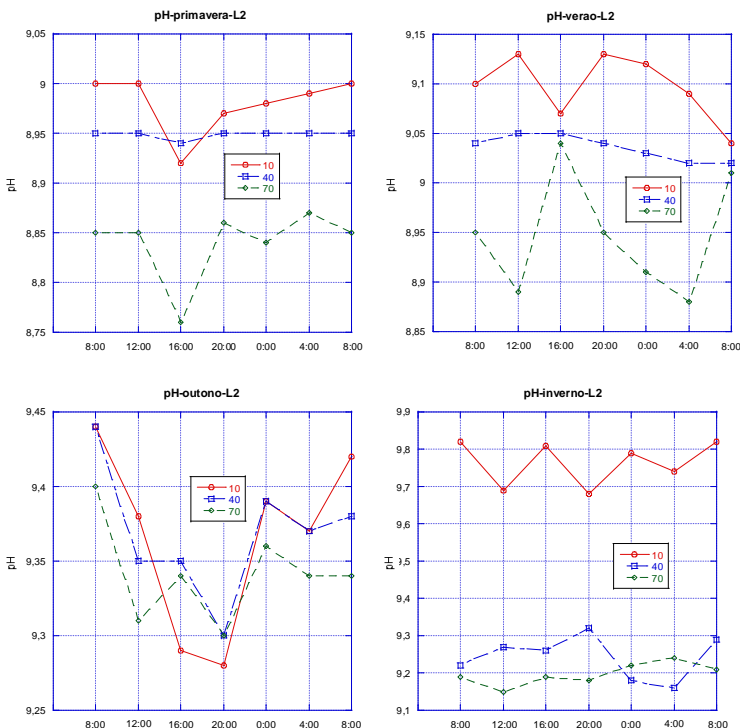


Figura 30. Resultados das concentrações em profundidade para pH na lagoa L2.

A variação do pH na L2, mesmo sendo pequena, apresentou picos interessantes, com afastamentos e aproximações ao longo do dia, indicando possível revolvimento da lâmina d'água, talvez causado pelo vento, como o visto no verão, às 16 e às 8hs. SILVA (2007) relaciona altos valores de pH com uma atividade fotossintética elevada; Nascimento et al. (2000) diz que as algas contribuem para elevar o pH devido a remoção de bicarbonatos e o deslocamento do balanço bicarbonato-carbonato. Durante as horas claras do dia, o CO₂ pode diminuir quando a atividade fotossintética algal sobrepõe a respiração bacteriana. Com isso, se tem uma elevação do pH durante esse período,

devido a dissociação dos íons bicarbonato em dióxido de carbono (fonte principal de carbono para as algas) e íons hidroxila – responsáveis pela alteração no pH.

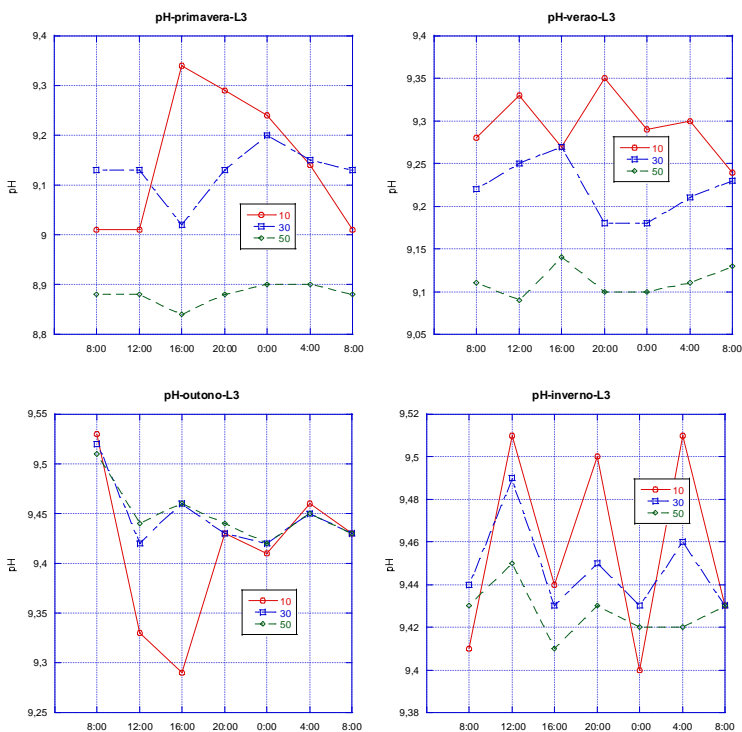


Figura 31. Resultados das concentrações em profundidade para pH na lagoa L3.

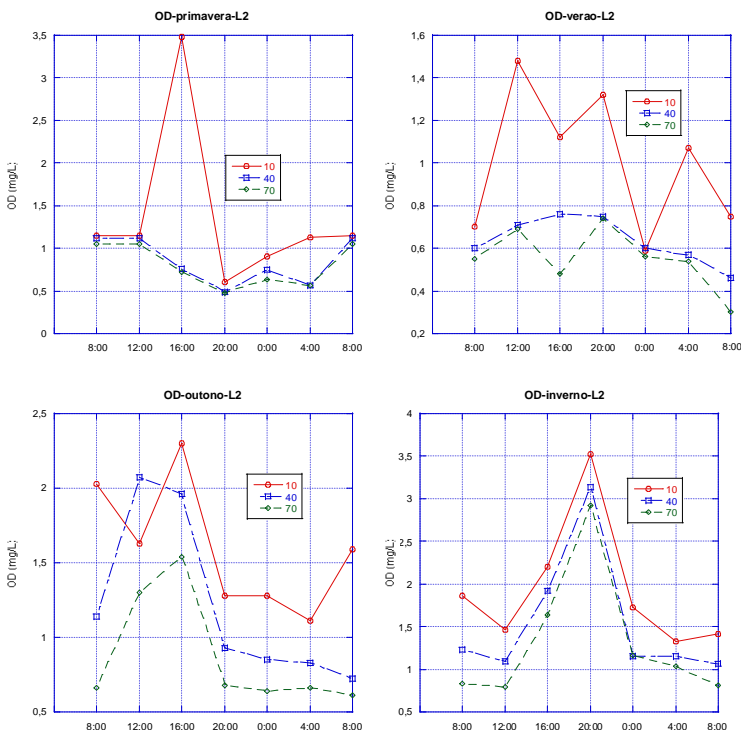


Figura 32. Resultados das concentrações em profundidade para OD na lagoa L2.

O comportamento do OD ao longo das estações na L2, com uma linha representando cada profundidade ao longo do dia, mostra a maiores valores em toda a lâmina às 20hs do inverno, assim como o pico de 3,5 mg/L às 16hs da primavera e os baixos valores vistos ao longo do verão. Em SILVA (2007), para o verão, foi justificado o aumento no valor do OD em função dos ventos, já que não houve variação nas concentrações de clorofila a. No nosso caso, o verão apresentou bastante aumento na quantidade de clorofila a durante a tarde, resultando no aumento do OD visto na figura 31.

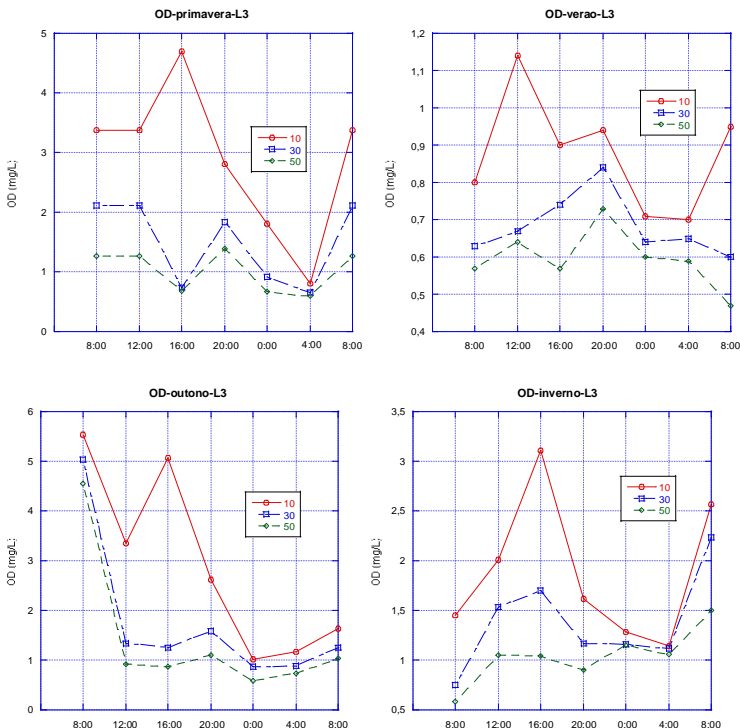


Figura 33. Resultados das concentrações em profundidade para OD na lagoa L3.

Na L3, observou-se grande variação entre a primeira e a última medida do OD no outono, entre 5,0 e 1,3 mg/L, em média, entre as 8hs da manhã do dia 05 e a manhã do dia seguinte, 06/06/2008. Uma variação também é vista nos demais parâmetros, mas não tão significativa quanto essa. A primavera teve um pico bastante significativo de clorofila durante a tarde, o que explica valores maiores de OD nessa estação, como dito em SILVA (2007).

4.5 Tabela de Médias:

A seguir, uma tabela contendo as médias a cada estação para os parâmetros observados durante o monitoramento nictemeral, em cada lagoa (n=21).

Tabela 8. Médias das concentrações em cada estudo nictemeral.

Médias (n=21)	primavera		verão		outono		inverno	
	L2	L3	L2	L3	L2	L3	L2	L3
cor	4268,1	2610,9	3717,1	3684,8	3333,3	2425,1	3461,3	2557,5
turbidez	122,7	104,5	119,7	145,0	117,2	68,0	113,8	70,9
amonia	760,6	164,5	640,5	196,0	652,8	279,3	867,7	364,3
NTK	893,1	244	763,5	276,3	829	360,8	1167,2	543,7
DQOt	2355,3	1474,9	1722,2	1583	1424,4	1132,2	1902,7	1472,5
DQOf	2174,5	1388,2	1314,7	995,7	1165	985,5	1515,1	1130,2
clorofila a	321,3	374,9	172,7	185,7		Não Disponível		
S.S.	264,8	229,5	252,9	269,5				
temperatura	24,4	24,1	26,8	26,1	17,0	17,7	18,5	18,4
pH	8,92	9,05	9,03	9,21	9,36	9,44	9,40	9,44
OD	1,00	1,80	0,73	0,72	1,23	2,02	1,59	1,44

5. CONCLUSÕES

O estudo da variação nictemeral em lagoas de tratamento de lixiviado de aterro sanitário deixou bastante evidente a variação ao longo do dia nos parâmetros acompanhados. A estratificação nas três diferentes profundidades observadas em cada lagoa também ficou bastante evidente.

Os aspectos nictemeraias que merecem destaque são listados a seguir:

- A amônia teve pouca variação (média horária), com a maior entre 630 mg/L e 970 mg/L no inverno na L2;
- Também durante o inverno, a DQO total apresentou sua máxima variação, entre 1150 mg/L e 2200 mg/L na L3;
- O pH variou pouco, com valores entre 8,92 e 9,45;
- Picos de OD acompanharam o de clorofila durante o verão nas duas lagoas, durante a tarde;

As reduções (eficiências de remoção) entre a L2 e a L3 foram significativas, com os seguintes destaques:

- 77% para amônia na primavera;

- 36% para DQO total na primavera;
- 42% para turbidez no outono.

Somados com as remoções das demais etapas de tratamento (lagoa anaeróbia e filtro de pedras), os valores são bastante satisfatórios. Portanto, este estudo revela pontos positivos do sistema de lagoas para o tratamento do lixiviado – praticidade e eficiência na redução da carga orgânica.

6. RECOMENDAÇÕES

A primeira recomendação para o acompanhamento de sistemas de lagoas usadas para o tratamento biológico de lixiviados é a de que o horário da coleta faz com que os valores dos parâmetros tenham diferenças bastante significativas, devido incidência luminosa e temperatura; é importante então a padronização, para que a coleta seja feita sempre no mesmo horário, quando não for possível a análise automática através de sondas fixas.

Já para a remoção de matéria orgânica, é evidente a necessidade de aeração, na L2, a fim de suprir a demanda microbiana para uma boa degradação da elevada carga afluente no sistema de tratamento de lixiviados de aterro sanitário durante todo o ano, sem comprometimento da qualidade ambiental (esse novo estudo foi feito, e os resultados se encontram em MARTINS et al 2009).

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
- ARCEIVALA, S. J. **Principles of Reactor Design**. In: **Wastewater Treatment and Disposal – Engineering and Ecology in Pollution Control**. 1.ed. [s.l.]: Marcel Dekker, p.561-600, 1981.
- ARCEIVALA, J. S. **Hydraulic Modeling for Waste Ponds**. Journal Environmental Engineering, ASCE, v. 109, n.1, p.265-268. 1983.
- BARBOSA, R. M. **O Chorume dos Depósitos de Lixos Urbanos: Composição, Evolução, Diluição, Extensão, Processos, Poluição**

- e Atenuação.** Revista Brasileira de Tecnologia, v. 14, p. 111-125, Camaçari, 1999.
- BENTO, Alessandra Pellizzaro. **Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton - biofilme.** Florianópolis, 197 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2005.
- BRASIL. **Manual de Saneamento.** Fundação Nacional da Saúde. Ministério da Saúde. Brasília, DF, 2004.
- BRITTO, E. R. **Introdução à biologia sanitária.** Rio de Janeiro: DTP, p. 200, 1994.
- CAMPBELL, D. J. V. **Environmental Management of Landfill Sites.** Journal IWEN, n.7, p. 170-174, 1993.
- CASTILHOS JR., A. B.; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G., SILVA, J. D. **Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos.** In: Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Coord.: Armando Borges de Castilhos Júnior. Projeto PROSAB III. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003
- CASTILHOS JR., A. B. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários.** Coord.: Armando Borges de Castilhos Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- CHERNICHARO, C.A. L. and Von Sperling, M. "Urban Wastewater Treatment Technologies and the Implementation of Discharge Standards in Developing Countries," Urban Water. 4(1): 150-114, 2002.
- DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA, J. E. L.; KONIG, A. **Ciclo nictemeral e vertical de variáveis ambientais no açude Epitácio Pessoa, semi-árido paraibano.** ANAIS DO XXII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Joinville, SC, 2003.
- FERNANDES, F., COSTA, R. H. R; GOMES, L. P.; FERREIRA, J. A.; CASTILHOS, A. B. C, SILVA, J. D. **Tratamento Biológico de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos.** In: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos

- D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Coord.: Armando Borges de Castilhos Júnior. Projeto PROSAB IV. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- FERRARA, R. A. **Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds.** Journal of the Water Pollution Control Federation, 54 (4), 1982.
- FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E. **Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, Joinville, 2003. Anais... Joinville.: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2003.
- FINKLER, R. **Desempenho dos Reatores de Bancada com Aeração como Tratamento Biológico para Líquido Percolado.** Monografia (Graduação em Ciências Biológicas). Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 1999.
- FINKLER, R. **Avaliação do Efeito Tóxico de Líquidos Percolados sobre o Sistema Reprodutivo de *Daphnia magna*.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
- FLECK, E. **Sistema Integrado por Filtro Anaeróbio, Filtro Biológico de Baixa Taxa e Banhado Construído Aplicado ao Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.
- GERBA, C. P. **Microbial Pathogens in Municipal Solid Waste.** In: Microbiology of Solid Waste. A. C. Palmisano and M. A. Barlaz (org). CRC Press. p.155-173, 1996.
- GOTARDO, J. T. **Perfil Longitudinal de uma Lagoa Facultativa de Tratamento Secundário de Esgoto Doméstico Aplicada nas Condições Ambientais do Sul do Brasil.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- JUNQUEIRA, L. C.; CARNEIRO, J. **Biologia Celular e Molecular.** 5ª edição, editora Guanabara. Rio de Janeiro, RJ. 260p, 1991.

- KAYOMBO, S., MBWETTE, T.S.A., MAYO, A.W., KATIMA, J.H.Y. AND JØRGENSEN, S.E. **Diurnal Cycles of Variation of Physical-Chemical Parameters in Waste Stabilisation Ponds.** Ecol. Eng. 18 pp 287-291. 2002.
- KEENAN, J. D.; STEINER, R. L.; FUNGAROLI, A. A. **Landfill Leachate Treatment.** Journal of WPCF, Vol. 56, n.1. p.27-33, 1984.
- KELLNER, E; PIRES, E. C. **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação.** Rio de Janeiro: ABES. p. 244, 1998.
- KELLNER, E.; PIRES E. C. **Influence of The Thermal Stratification in the Hydraulic Behavior of Stabilization Ponds.** In: Conferência Latino Americana em Lagunas de Estabilizacion y Reuso, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n], p.187-198, 2000.
- KÖNIG, A. **Biologia de las lagunas de estabilización: algas.** In: SISTEMAS DE LAGUNAS DE ESTABILIZATION: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio. Ed. Mendonça, S.R. (coord.). McGrawHill, p.44-67, 2000.
- LINS, M. C. M.; SOUZA, R. G.; LIMA, M. A. G. A.; ARAÚJO, J. M. **Avaliação Quantitativa de Bactérias Desnitrificantes do Chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca – PE,** In: III Congresso Nacional de Meio Ambiente, 131., 2004, Salvador – BA. Anais, , Salvador: UFBA, 2004, p.31-313
- LIMA, L. M. Q., **Tratamento de Lixo.** 2ª ed. São Paulo: Hermus, 1991.
- LINDEMAN, R. **The trophic – dynamic aspect of ecology.** Ecology 23: 399-418 apud RICKLEFS, R. E. (1996). A economia da natureza. Traduzido para o Português por BUENO, C.; SILVA, P. P. de Lima. Editora Guanabara Koogan S. A. Rio Janeiro, RJ. 470p, 1942.
- MARA; D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W.; MILLS, S. W. **Waste Stabilization ponds: A desing manual for eastern Africa.** Lagoon Technology International Ltda. England. 1992.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Waste stabilization pond research: experimental methods and data analysis.** In: Seminário regional de investigacion sobre lagunas de estabilizacion. Anais, Lima.

- Centro Panamericano de Ingenieria Sanitária y Ciencias del ambiente, 1986.
- MARTINS, C. L.; SILVA, J. D.; RODRIGUES, M, C.; MÁXIMO, V. A.; CASTILHOS JR, A. B. **O Uso Conjugado de Processos Físico-Químicos e Biológicos para o Tratamento de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários no Estado de Santa Catarina.** In: Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. Campo Grande/MS, 2005. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.
- MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. **Tertiary Lagoons: A review of removal mechanisms and performance.** Water. Research. v.33 (7). p.1-13, 1999.
- MAYO, A. W.; NOIKE, T. **Effects of Temperature and pH on the Growth of Heterotrophic Bacteria in Waste Stabilization Ponds.** Water Science and Technology, v. 30, n.2, p. 447 – 455, 1996.
- MIWA, A. C. P.; FREIRE, R.H. F.; CALIJURI, M. C. **Dinâmica de Nitrogênio Em Um Sistema de Lagoas de Estabilização Na Região do Vale do Ribeira (São Paulo – Brasil).** Revista Eng. sanit. ambient. Vol.12 - Nº 2 - abr/jun 2007, 169-180. 2007
- MONTEGGIA, O. P., SOBRINHO P. A. **Lagoas Anaeróbias.** In: CAMPOS, J. R (coord). Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, p.464, 1999.
- NASCIMENTO, J. R. S.; MONTEGGIA, L. O; GOMES, R. J. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios em lagoas de alta taxa de produção de algas.** In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000.
- ODUM, E. P. **Ecologia.** Tradução TRIBE, C. J. Editora Guanabara Koogan S. A Rio de Janeiro, RJ. 434p, 1988.
- OSWALD, W. J. **Micro-algae and waste-water treatment.** In: Micro-algal biotechnology. ED. Borowitzka & Borowitzka, Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain, p. 305- 328, 1988.
- PANO, A. MIDDLEBROOKS, E. J. **Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds.** Water Pollution Control Federation, 54(4): 1982. PEARSON, H. **The Influence of**

- Pond Geometry and Configuration on Facultative and Maturation Waste Stabilization Pond - Performance and Efficiency.** Wat. Sci. Tech., v. 31, n. 12, p. 129-139, 1995.
- PEARSON, H. **The Influence of Pond Geometry and Configuration on Facultative and Maturation Waste Stabilization Pond - Performance and Efficiency.** Wat. Sci. Tech., v. 31, n. 12, p. 129-139, 1995.
- PICOT, B.; BAHLAOUI, A.; MOERSIDIK, S.; BALEUX, B.; BONToux, J. **Comparison of Purifying Efficiency of High Rate Algae Pond with Stabilization Pond.** Water Science and Technology, v. 25, n.12, pp. 197 – 206. 1993.
- PIÑEDA, S. **Manejo y Disposición de Residuos Sólidos Urbanos.** Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Panamericana Formas e Impresos, 1998.
- QASIM, S.R., CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate - Generation, Control and Treatment.** EUA: Technomic, 1994.
- REINHART, D. R.; GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality Data.** Report 97-3, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, 31-53. 1998.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza.** Traduzido para o Português por BUENO, C.; SILVA, P. P. de Lima. Editora Guanabara Koogan S. A. Rio Janeiro, RJ. 470 p, 1996.
- ROCHA, E. M. R.; MOTTA, M.; SILVA, V. L.; JUCÁ, J. F. T. **Estudo do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca e Tratado pelo Sistema de Lagoas de Estabilização.** In: Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. Campo Grande, MS, 2005. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.
- SILVA, J. D.; **TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE – ESTUDO EM ESCALA PILOTO.** Tese de Doutorado, UFSC, 2007.
- SCHNNOR, J. L. **Environmental Modeling: Fate and transport of pollutants in water, air and soil.** New York: John Wiley & Sons, Inc., 1996.
- SEGATO, L. M. ; SILVA, C. L. **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru.** In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27. Porto Alegre, 2000.

- Anais...Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 521p. CD-ROM, 2000.
- SILVA, J. D.; KOGA, E. M.; MARTINS, C. L.; COSTA, R. H. R.; CASTILHOS JR, A. B. **Sistema de Lagoas de Estabilização Aplicadas ao Tratamento de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários.** In: V SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL. Porto Alegre/RS, 2006. Anais... Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2006.
- SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização.** ABES: Rio de Janeiro, 1979
- SILVA, J.D. **Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário por Lagoas de Estabilização em Série. Estudo em Escala Piloto.** Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2007.
- SOUSA, A. A. P. **Remoção de Matéria Orgânica, Sólidos Suspensos e Indicadores Bacteriológicos em Lagoas de Estabilização em Escala Real** Dissertação. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.
- STONE, R. W.; PARKER, D. S.; COTTERAL, J. A. **Upgrading dairy shed waste stabilization pond performance using mechanical aerators.** 39th NZWWA Conferência Anual, Rotorua, 1975.
- VAN HAANDEL, A. C. & CAVALCANTI, P. F. F. In: PROSAB 2 – TEMA IV – Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos Urbanos. **Geração e composição de lodo em sistemas de tratamento de esgotos sanitários.** p. 3-27, 2001.
- VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização.** Belo Horizonte: UFMG. 134 p. 1996.
- VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** Belo Horizonte: UFMG. 243 p. 2002.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L.; SOARES, A.M.E.; and Zerbini, A.M. **Evaluation and modelling of helminth eggs removal in baffled and unbaffled ponds treating anaerobic effluent .**Water Science & Technology Vol 48 No 2 pp 113–120, 2003.

8. ANEXOS

NTK

L2

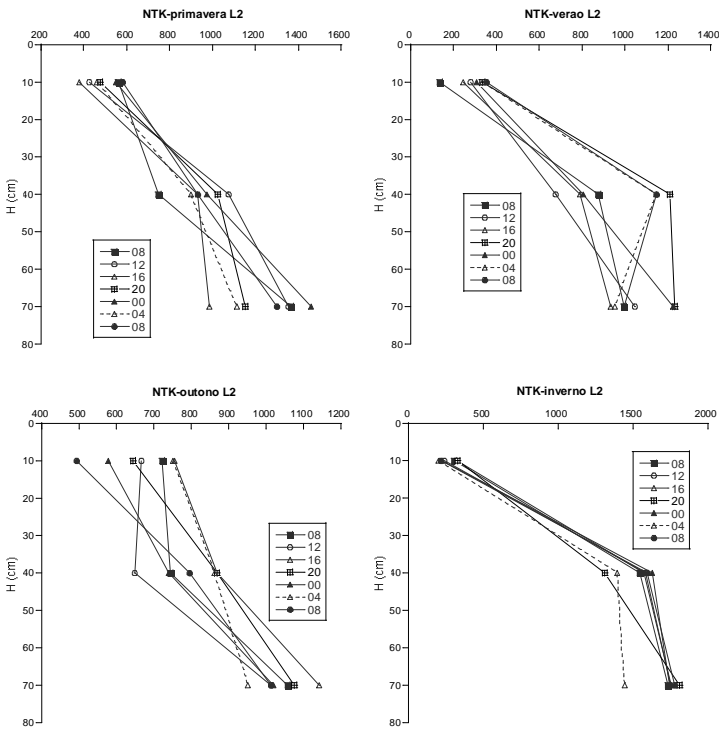


Figura 34. Variação em perfil para as concentrações de NTK na lagoa L2.

NTK L3

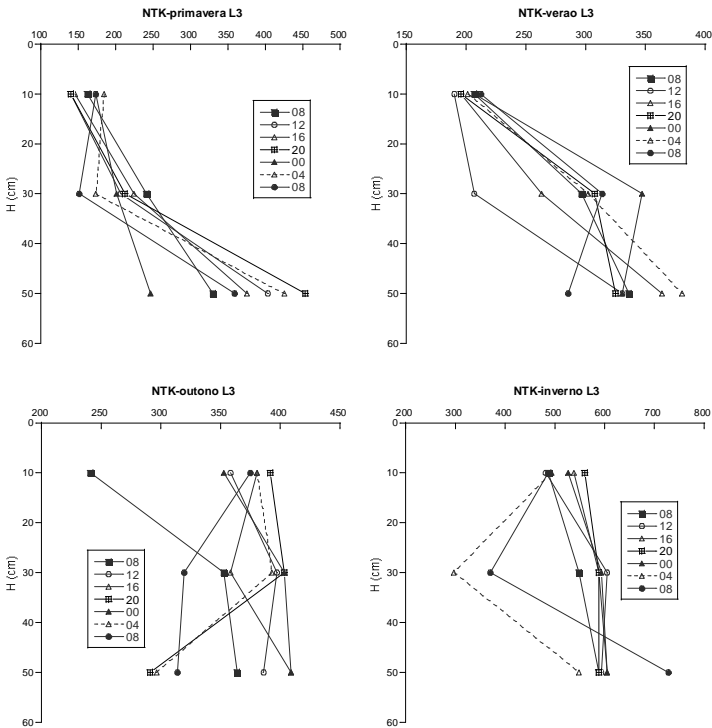


Figura 35. Variação em perfil para as concentrações de NTK na lagoa L3.

DQOf

L2

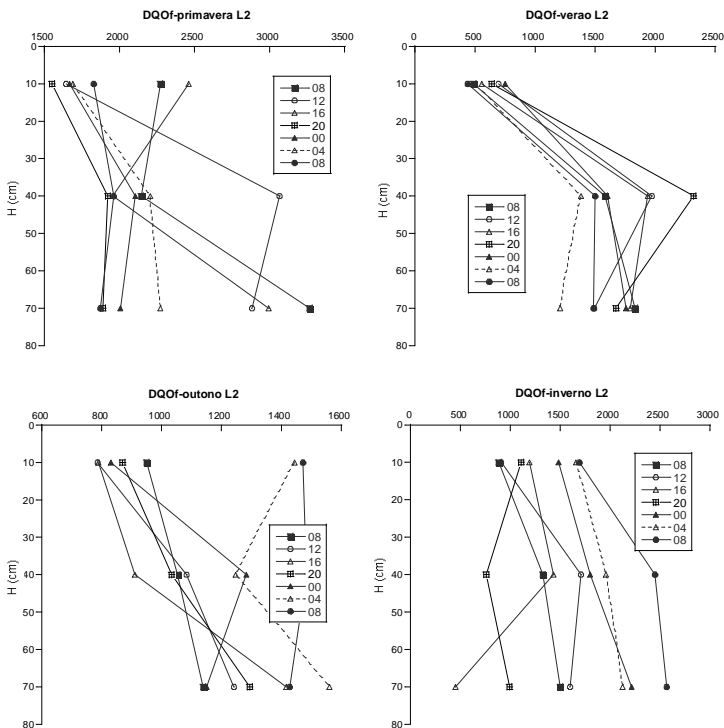


Figura 36. Variação em perfil para as concentrações de DQOf na lagoa L2.

L3

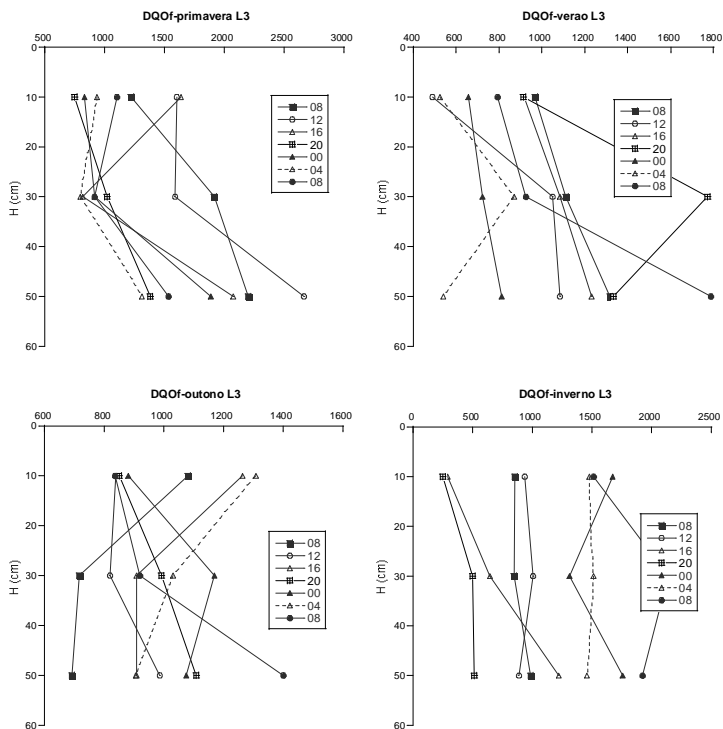
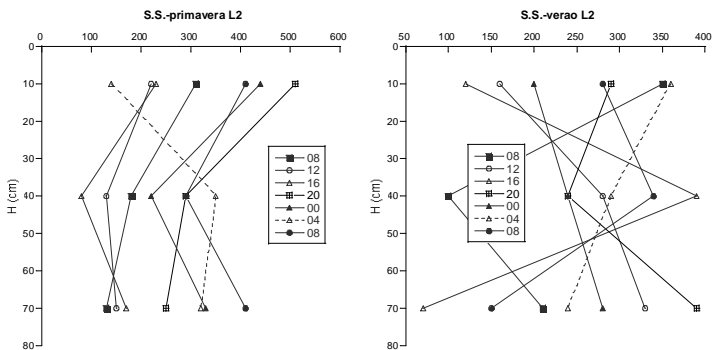


Figura 37. Variação em perfil para as concentrações de DQOf na lagoa L3.

S.S.

L2



L3

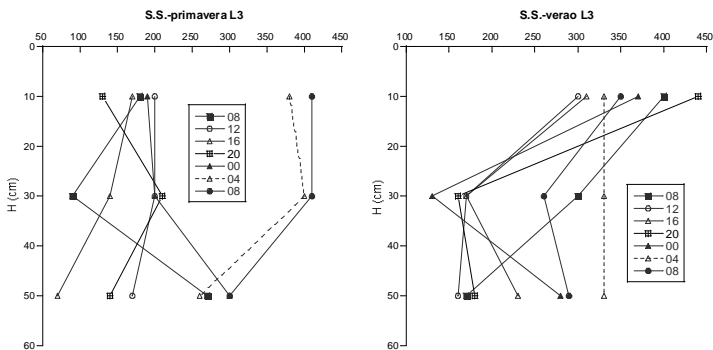


Figura 38. Variação em perfil para as concentrações de S.S. nas lagoas L2 e L3.

NTK

L2

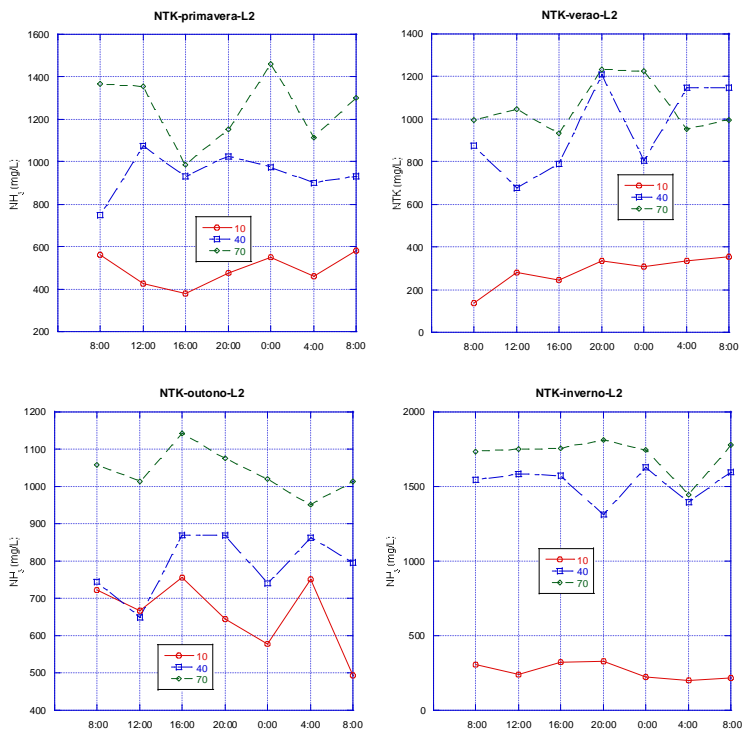


Figura 39. Resultados das concentrações em profundidade para NTK na lagoa L2.

L3

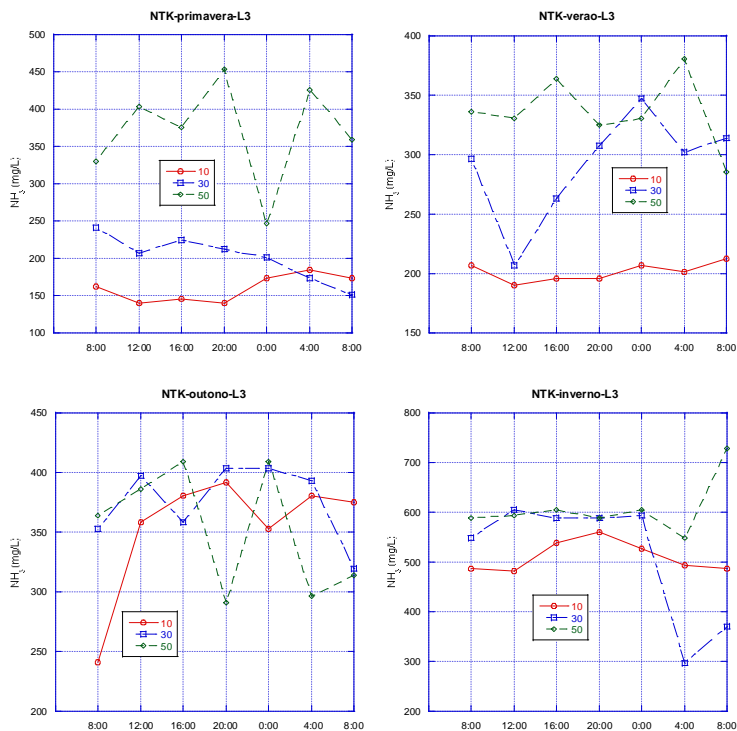


Figura 40. Resultados das concentrações em profundidade para NTK na lagoa L3.

DQOf

L2

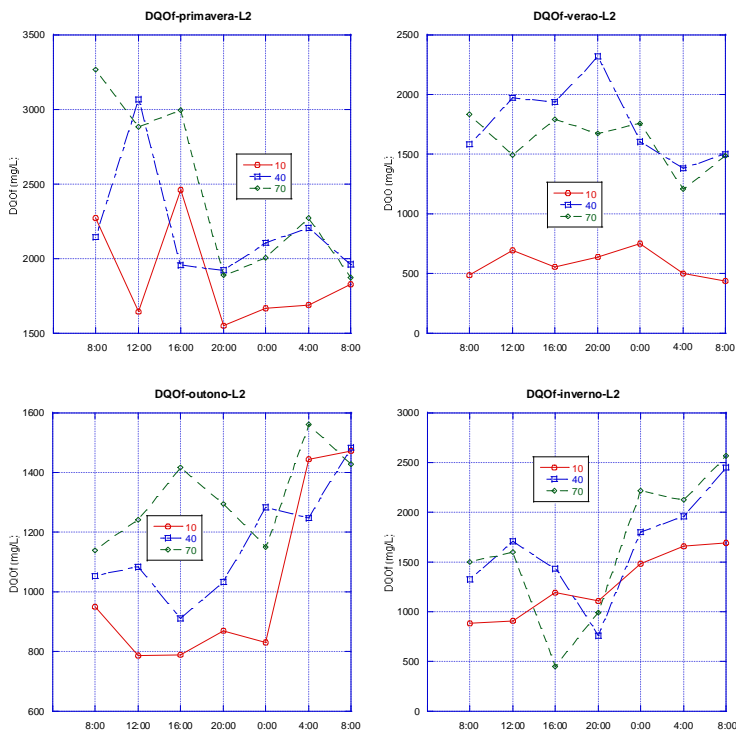


Figura 41. Resultados das concentrações em profundidade para DQOf na lagoa L2.

L3

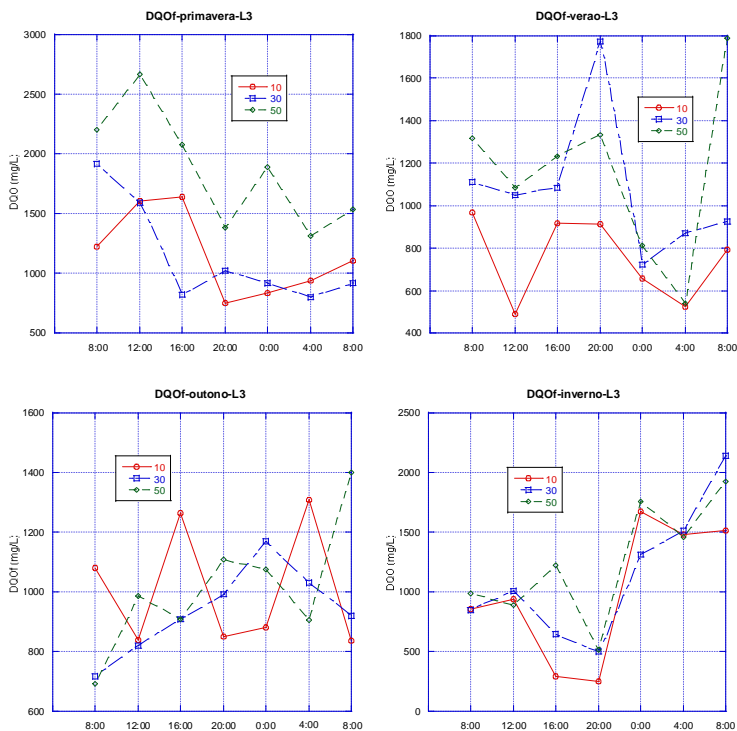
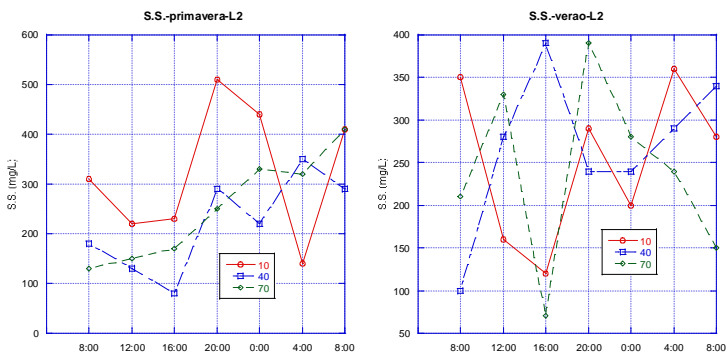


Figura 42. Resultados das concentrações em profundidade para DQOf na lagoa L3.

S.S.

L2



L3

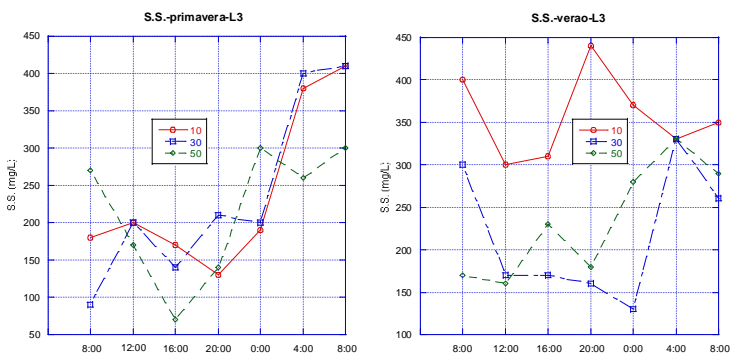


Figura 43. Resultados das concentrações em profundidade para S.S. nas lagoas L2 e L3.